

HENRY

Hydraulic Engineering Repository

Ein Service der Bundesanstalt für Wasserbau

Conference Proceedings, Published Version

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hg.)

Möglichkeiten und Perspektiven von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung und Bewertung. Workshop am 30./31. März 2017 in Koblenz

BfG-Veranstaltungen

Verfügbar unter/Available at: <https://hdl.handle.net/20.500.11970/107664>

Vorgeschlagene Zitierweise/Suggested citation:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hg.) (2018): Möglichkeiten und Perspektiven von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung und Bewertung. Workshop am 30./31. März 2017 in Koblenz. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG-Veranstaltungen, 2/2018). https://doi.org/10.5675/BfG_Veranst_2018.2.

Standardnutzungsbedingungen/Terms of Use:

Die Dokumente in HENRY stehen unter der Creative Commons Lizenz CC BY 4.0, sofern keine abweichenden Nutzungsbedingungen getroffen wurden. Damit ist sowohl die kommerzielle Nutzung als auch das Teilen, die Weiterbearbeitung und Speicherung erlaubt. Das Verwenden und das Bearbeiten stehen unter der Bedingung der Namensnennung. Im Einzelfall kann eine restriktivere Lizenz gelten; dann gelten abweichend von den obigen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Documents in HENRY are made available under the Creative Commons License CC BY 4.0, if no other license is applicable. Under CC BY 4.0 commercial use and sharing, remixing, transforming, and building upon the material of the work is permitted. In some cases a different, more restrictive license may apply; if applicable the terms of the restrictive license will be binding.

Verwertungsrechte: Alle Rechte vorbehalten

2/2018

Veranstaltungen

Möglichkeiten und Perspektiven von Biotest-
verfahren in der Gewässerüberwachung und
Bewertung

Workshop am 30./31. März 2017 in Koblenz

Koblenz, Mai 2018

Impressum

Herausgeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: +49 (0)261 1306-0
Fax: +49 (0)261 1306 5302
E-Mail: posteingang@bafg.de
Internet: <http://www.bafg.de>

Druck: Druckerei des BMVI

ISSN 1866 – 220X

DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2018.2

Zitiervorschlag:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Möglichkeiten und Perspektiven von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung und Bewertung. Workshop am 30./31. März 2017 in Koblenz. – Veranstaltungen 2/2018, Koblenz, Mai 2018, 38 S.;
DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2018.2

Inhalt

Vorwort	4
Biotests in der Gewässerbewertung der Schweiz	5
Etienne Vermeirssen	
Alternativmethoden im Bereich Ökotoxikologie und Umweltverhalten aus Sicht eines Chemieunternehmens	10
Björn Hidding	
Mess- und Analyseverfahren im Abwasserbereich und der Stand der Technik	14
Frank Brauer	
Einsatz von Biotestverfahren aus Sicht des Ländervollzugs	18
Brigitte von Danwitz	
Zusammenfassung der Diskussionen während des Workshops, insbesondere der Kleingruppenarbeit	23
Sebastian Buchinger	

Vorwort

Neben den konventionellen organismischen Testverfahren sind in den vergangenen Jahren *In-vitro*-Verfahren zur Erfassung toxischer Effekte von Umweltproben und chemischen Stoffen deutlich weiterentwickelt worden. Diese Methoden werden zunehmend für ein effektbasiertes Umweltmonitoring genutzt und erlauben die Erfassung spezifischer, subletaler Effekte von Stoffen sowie Stoffmischungen unterschiedlicher Komplexität. Bislang werden *In-vitro*-Verfahren als Screeningmethoden z. B. zur Untersuchung von Oberflächen- und Abwasser sowie zur Charakterisierung von Sedimenten und Baggergut eingesetzt. Ihr Nutzen in der Ökotoxikologie beruht auf der Möglichkeit, mechanistische Ursachen toxischer Effekte wie beispielsweise die Aktivierung von Hormonrezeptoren oder die Inhibition von Enzymen zu untersuchen. Darüber hinaus sind diese Methoden hochdurchsatzfähig.

Eine große Herausforderung besteht hinsichtlich der Bewertung von *In-vitro*-Testergebnissen in einem regulatorischen Kontext. Die zentrale Frage ist, unter welchen Voraussetzungen und mit welchen Ansätzen *in-vitro*-basierte Testergebnisse im Rahmen von Risikobewertung und Regulatorik anwendbar sind.

Um sich diesen Fragestellungen zu nähern, wurde am 30./31. März 2017 in der Bundesanstalt für Gewässerkunde ein Workshop mit dem Titel „Möglichkeiten und Perspektiven von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung und Bewertung“ durchgeführt, dessen zentrales Anliegen die Einbeziehung einer möglichst großen Bandbreite von involvierten Akteuren aus Wissenschaft, Industrie und Behörden war. Das behandelte Thema steht aktuell im Bezug zu den Diskussionen auf europäischer Ebene hinsichtlich einer möglichen Einbeziehung von Biotestverfahren bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Im Rahmen des Workshops wurden am ersten Tag aktuelle Ansätze zur Nutzung von biologischen Testverfahren in der aquatischen Ökotoxikologie sowie deren Einsatz in Industrie und wasserrechtlichem Vollzug dargestellt. Kurzfassungen der präsentierten Vorträge sind im folgenden Abschnitt zusammengestellt. Am zweiten Tag wurden verschiedene Leitfragen zu dem Thema zunächst in Kleingruppen und anschließend im Plenum diskutiert. Am Workshop nahmen insgesamt 71 Personen aus Wissenschaft (25 %), Industrie (25 %) und Behörden (50 %) teil. Eine Zusammenfassung der Diskussionen ist im letzten Beitrag dieses Heftes dargestellt (s. S.23ff.).

Biotests in der Gewässerbewertung der Schweiz

Etienne Vermeirssen

1 Einleitung

1998 wurde in der Schweiz das Modul-Stufen-Konzept lanciert (LIECHTI et al. 1998; siehe auch BUNDI et al. 2000). Das Ziel des Konzeptes ist es, für Fließgewässer und Seen Beurteilungsverfahren zu entwickeln, mit denen die Wasserqualität überprüft werden kann. Geplant waren damals Module zu Hydrologie, Ökomorphologie sowie eine Reihe von biologischen Modulen u. a. zu Algen, Makrozoobenthos und Fischen sowie ein Modul Ökotoxikologie. Voraussetzungen für die anvisierten ökotoxikologischen Untersuchungen waren: „Rasche, kostengünstige Tests geben Hinweise auf die Gefährdung durch toxische Stoffe.“ und „Durch gezielte, wiederholte Untersuchungen kann der Ursprung toxischer Substanzen lokalisiert und die Einhaltung von Auflagen überprüft werden.“ (Zitate aus LIECHTI et al. 1998)

Mittlerweile sind einige der anvisierten Module fertiggestellt und publiziert worden oder sehr weit fortgeschritten (Abb. 1; www.modul-stufen-konzept.ch). Auch die Arbeiten im Rahmen des Moduls Ökotoxikologie haben sich über die Jahre entwickelt. Seit 2015 liegt ein „Konzept zur Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern mit ökotoxikologischen Biotests“ vor (KIENTLE et al., 2015a).

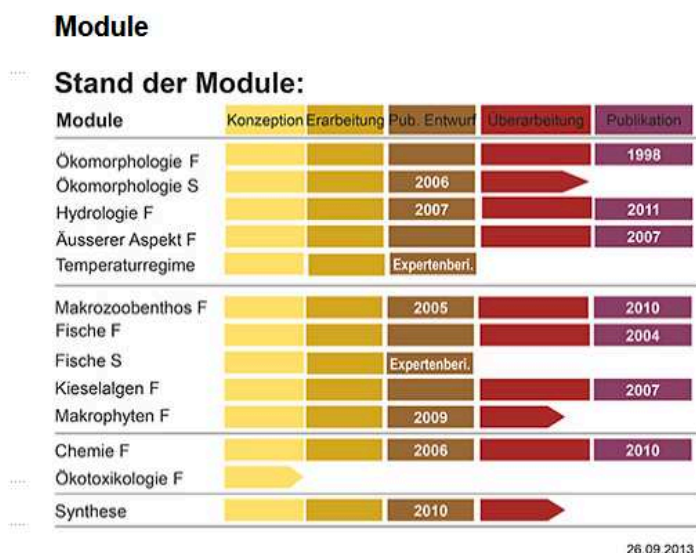


Abb. 1: Stand der Module (siehe www.modul-stufen-konzept.ch). „F“ sind flächendeckende und „S“ sind systembezogene Module (LIECHTI et al. 1998).

2 Konzepte und erste Schritte bezüglich einer Anwendung von ökotoxikologischen Biotests in der Gewässerbewertung

Die ersten Gedanken zum Modul Ökotoxikologie und einer Anwendung von ökotoxikologischen Biotests in der Gewässerbewertung wurden an der Eawag von Nina Schweigert und Kollegen ausgearbeitet (SCHWEIGERT et al. 2001, 2002). Das Konzept sah vor, Wasserproben in einer Screening Stufe mittels *In-vitro*-Assays zu testen. Mit einer Anwendung von z. B. *umuC*, *Yeast Estrogen Screen* (YES), Photosynthese-Hemmung, Microtox und weiteren Tests sollte überprüft werden, ob die untersuchten Wasserproben ein toxisches Potenzial haben. Bei Bedarf würde man eine Relevanzprüfung durchführen, und untersuchen, ob sich ein toxisches Potenzial auf einer höheren Ebene, z. B. der Organismen-Ebene, zeigt. Auf dieser Basis wurde eine Testbatterie etabliert, welche in Fließgewässern (ESCHER & CHÈVRE 2005) und nach weiteren Verfeinerungen auch im Abwasser (ESCHER et al. 2008a, b) benutzt wurde. Die erfolgreiche Anwendung der Testbatterie im Abwasser wurde später teilweise in ein modulares System integriert, mit dem eine Eignung von Abwasser für Ozonung getestet werden kann (SCHINDLER WILDHABER et al. 2015, WUNDERLIN et al. 2015). Die positiven Erfahrungen mit der Anwendung der Testbatterie im Abwasserbereich wurden im Modul-Stufen-Konzept aufgegriffen und zu einem Grobbeurteilungskonzept für die Wasserqualität weiterentwickelt (KIENLE et al. 2015a). Diese Grobbeurteilung ist zurzeit für Fließgewässer vorgesehen, die signifikant von Abwasser beeinflusst werden, d. h. Fließgewässer mit einem Abwasseranteil von mindestens 10 %.

In Zusammenhang mit der Erarbeitung der Grobbeurteilung wurde eine Literaturrecherche, eine Expertenbefragung und ein Workshop zum Thema „Methoden zur Beurteilung der Wasserqualität anhand von ökotoxikologischen Biotests“ durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in einem Bericht zusammengeführt (KIENLE et al. 2015b). Ein Fazit aus der Arbeit ist, dass zwar in der Forschung eine Vielzahl von *In-vitro*-, *In-vivo*- und *In-situ*-Biotests für die Beurteilung von Abwasser und Oberflächengewässern eingesetzt werden, aber vor allem *In-vitro*-Tests in der Regulatorik nur vereinzelt verwendet werden (d. h. *umuC* in Deutschland und YES in Schweden; KIENLE et al. 2015b).

3 Grobbeurteilung der Wasserqualität mit Biotests

Das Grobbeurteilungskonzept (KIENLE et al. 2015a) beinhaltet Probenahme, Probenverarbeitung, Biotest-Durchführung und am Ende eine Beurteilung der Effekte. Eine Probenahme ist für Gewässer mit einem Abwasseranteil > 10 % vorgesehen. Nach einer Standortselektion wird Abwasser mittels einer 24-h-Sammelprobe beprobt. Da Abwasser beprobt wird, sind Sammelproben meist einfach zu realisieren und Sammelproben erlauben es, Konzentrationsschwankungen zu mitteln. Proben transport und -lagerung soll gekühlt (0-5 °C) und bis maximal 72 h stattfinden; eine Probenlagerung bei -20 °C ist bis zu 2 Monaten gestattet. Die Probenverarbeitung beinhaltet Filtration; Ansäuerung und Festphasenanreicherung. Extrakte werden danach im kombinierten Algentest sowie YES getestet. Die Auswertung in beiden Tests erfolgt nach dem BEQ-Prinzip (ESCHER et al. 2008a, TANG et al. 2013). Hierbei wird die Effektkonzentration der Probe in Bezug zur Effektkonzentration einer Referenz (Diuron für Algentest und 17β-Estradiol für den YES) gesetzt und als Diuron-Äquivalent (DEQ)-

oder 17 β -Estradiol-Äquivalent (EEQ)-Konzentration (ng/L) bestimmt. Danach werden DEQ- und EEQ-Konzentrationen im Abwasser mittels Abwasserverdünnungsfaktoren in Fließgewässerkonzentrationen umgerechnet. Bei der Berechnung wird eine eventuelle Vorbelastung der Fließgewässer durch Östrogene und Photosynthese-Hemmer nicht berücksichtigt (s. KIENLE et al. 2015a). Schließlich werden die berechneten DEQ- und EEQ-Konzentrationen mit einem Schema mit entweder drei oder fünf Zustandsklassen bewertet. Zentral im jeweiligen Bewertungsschema ist das chronische Umweltqualitätskriterium (EQS) für Diuron (70 ng/L) und 17 β -Estradiol (0,4 ng/L; siehe www.oekotoxzentrum.ch). Sind DEQ- oder EEQ-Konzentrationen kleiner als der EQS, dann werden die Zielvorgaben eingehalten. Im 3- oder 5-stufigen Schema werden mittels Multiplikatoren (2,5-, 10fach größer oder kleiner als der EQS) mehr oder weniger Zustandsklassen gebildet (z. B. ist der DEQ mehr als 10 Mal kleiner als 70 ng/L = sehr gut; ist der DEQ mehr als 10 Mal größer als 70 ng/L = schlecht; s. Abb. 2).

Zustandsklasse		Bedingung (DEQ in ng/L)	Zielvorgabe
	sehr gut	DEQ < 7	eingehalten
	gut	7 ≤ DEQ < 70	
	mäßig	70 ≤ DEQ < 175	überschritten
	unbefriedigend	175 ≤ DEQ < 700	
	schlecht	DEQ ≥ 700	

Abb. 2: Vorschlag für fünf Fließgewässer-Zustandsklassen für Diuron-Äquivalent-Konzentrationen (DEQ). (Abbildung nach Tabelle 11 in KIENLE et al. 2015a)

Das Grobkonzept wurde in verschiedenen Pilotstudien getestet, die teilweise in KIENLE et al. (2015a) kurz dargestellt werden. In diesen Vorstudien wurden teilweise auch Fließgewässer selbst beprobt (d. h. nicht nur Abwasser), um Vorbelastungen mit Östrogenen und Photosynthese-Hemmern nachzuweisen und zu evaluieren. Wenn Beprobungen in Oberflächengewässern durchgeführt werden (d. h. nicht nur im Abwasser), dann könnte man dieses Bewertungsschema (Abb. 2) auch anwenden, denn auf diese Weise umgeht man Unsicherheiten bei der Berechnung von Abwasserverdünnungsverhältnissen und berücksichtigt eventuelle Vorbelastungen.

Literatur

- BUNDI, U., A. PETER, A. FRUTIGER, M. HÜTTE, P. LIECHTI, U. SIEBER (2000): Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422, 477-487.
- ESCHER, B. I., N. CHÈVRE (2005): Ökotoxikologische Untersuchung von Wasserproben aus der Glatt, April bis Oktober 2004. Eine Untersuchung im Rahmen des Modulstufenkonzepts, Modul Ökotoxikologie, P. 52, Eawag, Dübendorf.
- ESCHER, B. I., N. BRAMAZ, J. F. MUELLER, P. QUAYLE, S. RUTISHAUSER, E. L. M. VERMEIRSEN (2008a): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 612-621.

- ESCHER, B. I., N. BRAMAZ, P. QUAYLE, S. RUTISHAUSER, E. L. M. VERMEIRSEN (2008b): Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 622-631.
- LIECHTI, P., U. SIEBER, U. VON BLÜCHER, H. P. WILLI, U. BUNDI, A. FRUTIGER, M. HÜTTE, A. PETER, C. GÖLDI, U. KUPPER, W. MEIER, P. NIEDERHAUSER (1998): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz Modul-Stufen-Konzept. *Mitteilungen zum Gewässerschutz (NR. 26)*, P. 43.
- KIENLE, C., E. VERMEIRSEN, P. KUNZ, I. WERNER (2015a): Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests. Studie im Auftrag des BAFU. P. 61, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.
- KIENLE, C., R. GAUCH, E. VERMEIRSEN, I. WERNER (2015b): Methoden zur Beurteilung der Wasserqualität anhand von ökotoxikologischen Biotests - Ergebnisse einer Literaturrecherche und einer Expertenbefragung, P. 78, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.
- SCHINDLER WILDHABER, Y., H. MESTANKOVA, M. SCHÄRER, K. SCHIRMER, E. SALHI, U. VON GUNTEN (2015): Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research* 75, 324-335.
- SCHWEIGERT, N., R. I. L. EGGEN, B. I. ESCHER, P. BURKHARDT-HOLM, R. BEHRA (2001): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz - Vorschläge zur Vorgehensweise im Modul Ökotoxikologie, p. 29.
- SCHWEIGERT, N., R. I. L. EGGEN, B. I. ESCHER, P. BURKHARDT-HOLM, R. BEHRA (2002): Ecotoxicological assessment of surface waters: a modular approach integrating in vitro methods. *Altex-Alternativen Zu Tierexperimenten* 19, 30-37.
- TANG, J. Y. M., R. ARYAL, A. DELETIC, W. GERNJAK, E. GLENN, D. MCCARTHY, B. I. ESCHER (2013): Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools. *Water Research* 47, 5594-5606.
- WUNDERLIN, P., H. MESTANKOVA, E. SALHI, Y. SCHINDLER WILDHABER, M. SCHÄRER, K. SCHIRMER, U. VON GUNTEN (2015): Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon - Testverfahren zur Beurteilung. *Aqua und Gas* 7/8, 28-38.
- www.modul-stufen-konzept.ch/fg/module/index (abgerufen am 12.06.2017)
- www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/ (abgerufen am 12.06.2017)



Kontakt:

Dr. Etienne Vermeirssen

Oekotoxzentrum Eawag-EPFL

Überlandstrasse 133

8600 Dübendorf

Schweiz

Tel.: +41 (0)44 823 52 95

Fax: +41 (0)44 823 50 28

E-Mail:

etienne.vermeirssen@oekotoxzentrum.ch

Jahrgang: 1966

1992 – 1995

CEFAS, Centre for Environment Fisheries and
Aquaculture Science, Lowestoft, Grossbritannien.

Doktorarbeit: Fortpflanzungsphysiologie bei
Fischen

1996 – 1999

University of East Anglia, Norwich, Grossbritan-
nien. Post-Doc: Fortpflanzungsphysiologie bei
Fischen

1999 – 2002

Max-Planck-Forschungsstelle für Ornithologie,
Seewiesen, Deutschland. Research Fellow in der
Abteilung: Spermienkonkurrenz bei Vögeln

2003 – 2011

Eawag, Eidgenössische Anstalt für Wasserversor-
gung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz,
Dübendorf, Schweiz. Wissenschaftlicher Mitarbei-
ter in den Abteilungen Umwelttoxikologie und
Umweltchemie

seit 2011

Oekotoxzentrum Eawag-EPFL, Dübendorf,
Schweiz. Gruppenleiter Aquatische Ökotoxikologie

Alternativmethoden im Bereich Ökotoxikologie und Umweltverhalten aus Sicht eines Chemieunternehmens

Björn Hidding

1 Einleitung

Alternative Methoden im Bereich der Stoffbewertung und Abwasserkontrolle sind ein vielversprechendes Forschungsgebiet. Dabei steht mitunter nicht nur ein Surrogat eines Tierversuchs nach dem 3R-Prinzip im Mittelpunkt, sondern auch weitergehende Aspekte wie Vorhersagekraft, Umweltrelevanz, Zeit und Kosten etc. Im Spannungsfeld zwischen regulierenden Behörden, Forschern und Anwendern bzw. Kunden tun sich immer wieder Sachverhalte auf, die eine geregelte und flächendeckende Einführung und/oder Nutzung alternativer Methoden verzögern oder verhindern können.

2 Alternativmethoden im chemisch-industriellen Umfeld

Die Zahl der weltweiten Regulierungen im Bereich der Chemikalienzulassung hat über die letzten 30 Jahre deutlich zugenommen, und es ist eine deutlich heterogenere Regulierungslandschaft entstanden. Damit einhergehend verändern sich die Studienanforderungen, je nach Land/Region und Art der Regulierung. In diesem Umfeld steigt der Bedarf der Registranten in der gesamten Industrie an effizienten Methoden zur Erfüllung der jeweiligen regulatorischen Anforderungen.

2.1 Dimensionen alternativer Methoden

Das Tierwohl in Form des 3R-Prinzips steht im Fokus der meisten Entwicklungen von Alternativmethoden. Alternativen können allerdings auch durch weitere Determinanten definiert werden, z. B.:

- > Aussagekraft und Umweltrelevanz
- > Kosten
- > Validität
- > Gültigkeit und Anerkennung
- > Durchführbarkeit/Handhabbarkeit
- > etc.

Im besten Fall sollte eine Alternativmethode mehrdimensional gegenüber einer zu ersetzenden Methode optimiert sein. Dabei ist der Spagat zu bewerkstelligen, eine neue Methode wissenschaftlich und politisch zu legitimieren und die breiteste mögliche Akzeptanz zu erreichen. Dementsprechend sind eine Einbindung aller relevanten Interessengruppen und eine offene Kommunikation aller Ergebnisse unabdingbar.

2.2 Beispiel Fischembryo-Toxizitätstest (OECD 236)

Die Entwicklung des Fischembryo-Toxizitätstests nach OECD 236 wurde vor allem in den 2000er-Jahren als Ersatz für die akuten, auf letalen Effekten basierenden Fischtoxizitätstests z. B. nach OECD 203 entwickelt. Die Entwicklung mündete in diversen Ring- und Validierungsversuchen sowie einer abschließenden Empfehlung des *European Centre for the Validation of Alternative Methods* (ECVAM). Schlussendlich wurde die Methode von der OECD als Guideline adaptiert. Eine durch die *European Chemical Agency* (ECHA) beim Umweltforschungszentrum Leipzig (UFZ) in Auftrag gegebene Überprüfung führt zu öffentlichen Stellungnahmen der ECHA bezüglich der Nichtakzeptanz der Methode als Ersatz eines akuten Fischtests für Chemikalienregistrierungen. Somit steht eine langerwartete Alternativmethode, z. B. für Substanzen mit Einsatz im Kosmetikbereich, vorerst nicht für regulatorische Zwecke in der EU zur Verfügung, und es ist unklar, wann eine Änderung der Situation eintreten wird.

2.2 Beispiel Bioakkumulation

Die Bewertung des Bioakkumulationspotenzials einer Substanz ist ein integraler Bestandteil einer jeden Stoffbewertung. Bisher läuft die Bewertung hauptsächlich über den $\log K_{ow}$ als Maß für die Lipophilie einer Substanz sowie über den Bioakkumulationsfaktor BCF als Resultat von Fischstudien, z. B. nach OECD 305. Allerdings liefern weder der $\log K_{ow}$ noch der BCF in den meisten Fällen tiefere Einblicke in die zugrundeliegenden Mechanismen der Bioakkumulation im Modell Fisch wie Aufnahme, Verteilung, Metabolisierung oder Ausscheidungswege einer Substanz. Um das Modell Fisch besser zu verstehen, können Einzeldaten auf Basis von *In-vitro*-Methoden erhoben werden, z. B. Metabolismus in Zelllinien. Weiterhin können holistische Methoden weiterführende Daten zum Bioakkumulationsverhalten einer chemischen Substanz liefern, z. B. BCF-Messungen an Invertebraten. Je mehr valide Daten vorhanden sind, desto aussagekräftiger sollte schlussendlich auch die Gesamtbewertung ausfallen. Das Thema Bioakkumulation steht momentan im Fokus der ökotoxikologischen Forschung. Eine beeindruckende Zahl an Veröffentlichungen zu diversen Methodenansätzen belegt die laufenden Anstrengungen. Man kann jedoch den Eindruck gewinnen, dass viele Themen mit ähnlichen Ansätzen von verschiedenen Arbeitsgruppen bearbeitet werden, was die Anzahl von Postern auf einschlägigen Tagungen bestätigt. Allerdings stagniert die Zahl der Methoden, die in die echte Anwendung gelangen, sei es zu Screeningzwecken oder aber zur regulatorischen Anwendung. Eine bessere Abstimmung und Kommunikation, eine ggf. zentralisierte Steuerung der Ressourcen sowie die Veröffentlichung auch negativer Ergebnisse können dazu beitragen, dass Methoden schneller eine Marktreife erlangen.

2.3 Beispiel biologischer Abbau

Im Gegensatz zum Endpunkt Bioakkumulation gibt es im Bereich biologischer Abbau deutlich weniger Forschung hinsichtlich eines Einsatzes in der Chemikalienbewertung. Dabei ist der Endpunkt mindestens ebenso wichtig für eine valide Gefährdungs- und Risikobeurteilung wie der Endpunkt Bioakkumulation. Eine breite Palette an bestehenden Methoden steht zur Anwendung zur Verfügung. Allerdings weist auch dieses umfangreiche Portfolio Lücken auf. An der Basis hat man die OECD-301-Methoden zur Verfügung. Diese robusten, schnellen und kostengünstigen Tests liefern robuste Ergebnisse, allerdings müssen die Ergebnisse z. B.

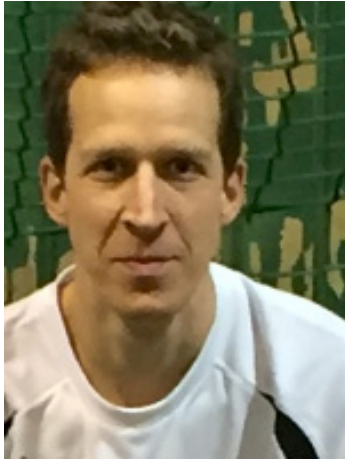
für eine Risikobewertung eines jeden Umweltkompartiments stark abstrahiert werden. Möchte man echte Halbwertszeiten für bestimmte Umweltkompartimente einsetzen, muss man zu sog. Simulationsstudien greifen, z. B. OECD 307/308/309. Diese Studien sind ungleich komplexer als die Tests der 301er-Serie. Zudem sind die Ergebnisse von höherer Umweltrelevanz, die Studien aber analytisch herausfordernd, meist mit radioaktiv markiertem Material durchzuführen und mitunter sind die Ergebnisse schwierig zu interpretieren. Daher gibt es eine Notwendigkeit, die bestehenden Methoden so zu verbessern, dass sie die Vorteile der 301er-Serie mit der erhöhten Umweltrelevanz der Simulationsstudien vereinen. Dieser Spagat ist zudem schwierig, da nicht nur wissenschaftliche Aspekte, sondern auch politische Gesichtspunkte z. B. hinsichtlich der Akzeptanz einzubeziehen sind.

3 Zusammenfassung und Ausblick

Alternativmethoden konnten in der Vergangenheit bereits erfolgreich bestehende Tierversuchsmethoden und deren meist einfachen Endpunkte ersetzen (z. B. Hautsensibilisierung). Je komplexer der zu vorhersagende Endpunkt ist, desto schwieriger ist auch die Entwicklung einer entsprechenden Alternativmethode. Neben der Vermeidung von Tierversuchen können Alternativmethoden auch hinsichtlich weiterer Dimensionen wie Kosten, Aufwand, Umweltrelevanz, Akzeptanz etc. optimiert werden. Eine mehrdimensionale Optimierung kann dabei helfen, die allgemeine Akzeptanz der verschiedenen Interessenvertreter aus Bildung, Behörden und Anwendern/Kunden deutlich zu verbessern.

Der Bedarf an einer weiteren Verbesserung bestehender sowie die Entwicklung neuer Methoden ist aus Sicht der Industrie gegeben. Dies hat vor allem mit dem sich stetig ändernden, regulatorischen Umfeld und den damit verbundenen veränderten Anforderungen zu tun. Um neue Methoden schnell und akzeptiert zur Verfügung zu stellen, sollten folgende Punkte in der Forschung stärker berücksichtigt werden:

- > Die Forschung muss von Anfang bis Ende gut, am besten zentral koordiniert werden.
- > Alle Interessenvertreter müssen über den gesamten Prozess beteiligt sein.
- > Die Kommunikation muss ggf. verbessert oder angepasst werden.
- > Die Veröffentlichung auch „negativer“ Ergebnisse ist hilfreich zur Fehlervermeidung anderswo.
- > Es dürfen nicht nur wissenschaftliche Aspekte betrachtet werden, sozio-ökonomische Aspekte sind ebenfalls relevant.
- > Komplexe Endpunkte können ggf. nur durch Methoden-Sets abgedeckt werden.
- > Auch Themen außerhalb des forschenden bzw. öffentlichen Fokus müssen beforscht werden.
- > Alle Interessenvertreter müssen kompromissbereit sein.



Jahrgang: 1979

2000 – 2007

Studium der Landschaftsökologie an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster und der Université de Bourgogne, Dijon

2007 – 2014

Regulatorischer Ökotoxikologe, BASF SE, Ludwigshafen

Seit 2014

Leitung der Gruppe „Experimentelle Ökologie“, BASF SE, Ludwigshafen

Kontakt:

Björn Hidding

BASF SE

Experimentelle Ökologie, RB/TC

Gebäude Z570

67036 Ludwigshafen

Tel.: 0621/ 60 55944

E-Mail: bjoern.hidding@basf.com

Mess- und Analyseverfahren im Abwasserbereich und der Stand der Technik

Frank Brauer

Die kommunale Abwasserentsorgung ist ein wichtiger Baustein für den Gewässerschutz in Deutschland und trägt wesentlich zur Erreichung des guten Gewässerzustands bei. In den letzten Jahrzehnten wurde viel in die Steigerung der Effizienz der Abwasserbehandlung investiert und dadurch wesentliche Probleme wie der Eintrag von sauerstoffzehrenden Stoffen und Nährstoffen in die Gewässer deutlich reduziert. Dies hat zu einer erheblichen Verbesserung des Gewässerzustands geführt.

Bis heute ist es im Interesse eines wirksamen Gewässerschutzes notwendig, die Qualität der Abwässer regelmäßig zu prüfen, bevor sie in ein Gewässer eingeleitet werden. Die wesentlichen rechtlichen Grundlagen für die emissionsseitige Überwachung sind in Deutschland seit 1976 das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) sowie seit 1996 die Abwasserverordnung (AbwV). Sie tragen dazu bei, die stofflichen Belastungen der Oberflächengewässer und unerwünschten biologischen Wirkungen zu vermeiden bzw. zu reduzieren. Abwasserbezogene technische Anforderungen des EU-Rechts, die sich beispielsweise aus der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) und der Richtlinie über Industrieemissionen (2010/75/EU) ergeben, werden durch die Abwasserverordnung umgesetzt.

Das Einleiten von Stoffen und Abwasser in ein Gewässer stellt eine Benutzung dar, und die Menge sowie Schädlichkeit müssen sich am Stand der Technik orientieren. Die zulässige Schadstofffracht ist branchentypisch und orientiert sich an den Möglichkeiten der Emissionsminderung, wenn technisch und wirtschaftlich durchführbare fortschrittliche Verfahren eingesetzt werden. Für das Einleiten ist eine behördliche Erlaubnis erforderlich, die mit einer schadstoffabhängigen Gebühr, der Abwasserabgabe (siehe AbwAG), verbunden ist.

Die Anforderungen, die das behandelte Abwasser erfüllen muss, konkretisiert die AbwV. Diese legt in ihren nahezu 60 Anhängen die Mindestanforderungen an die Abwasserqualität am Ablauf fest, also vor dem Einleiten in ein Gewässer. Anhang 1 behandelt „Kommunale und häusliche Abwässer“, die übrigen Anhänge regeln die Einleitungen der Industriekläranlagen branchenspezifisch. Die noch zugelassene Belastung des behandelten Abwassers wird über die Schadstofffracht (Kontrolle der Eliminationsleistung) und die Konzentration branchentypischer Einzelstoffe begrenzt. Die Emissionen industrieller Einleiter werden außerdem über die biologische Wirkung der Originalprobe begrenzt. Eine Anreicherung der Inhaltsstoffe ist nicht vorgesehen. Für kommunale Abwässer ist kein biologischer Wirktest festgelegt.

Die biologischen Testverfahren sind in die Abwasserüberwachung aufgenommen worden, um weitgehend sicherzustellen, dass von der Restbelastung des behandelten Abwassers keine unerwünschten Wirkungen ausgehen. Für die Mehrzahl der produzierten und verwendeten

chemischen Stoffe gibt es nur begrenzte Kenntnisse über die potenziellen Gefährdungen, die sie für die Umwelt darstellen und aus bekannten Stoffkonzentrationen lassen sich im Allgemeinen keine ökotoxikologischen Aussagen ableiten. Die ordnungsrechtlichen Anforderungen der AbwV werden durch abgaberechtliche Anforderungen des AbwAG als ökonomisches Instrument ergänzt. Beide Anforderungen sind über identische Mess- und Analyseverfahren unmittelbar miteinander verknüpft.

Die für die Überwachung der Anforderungen erforderlichen Analysen- und Messverfahren sind in der AbwV festgelegt. Die Verfahren sind in Form von Normen (DIN, CEN oder ISO) beschrieben und gelten als Referenzverfahren (z. B. ist die Bestimmung der akuten Toxizität gegenüber Daphnien als DIN 38412-30 definiert und zitiert). Um diese Verknüpfung sicherzustellen, haben die Bundesrepublik Deutschland und das Deutsche Institut für Normung (DIN) bereits 1975 den sog. Normenvertrag geschlossen. Mindestanforderung und Messinstrumentarium sind immer als untrennbare Einheit zu verstehen; die Verfahrensvorschrift ist zugleich die Parameterdefinition. Bei allen Verfahren des Messinstrumentariums handelt es sich um Konventionen, deren Ergebnisse nur unter den beschriebenen Testbedingungen aussagekräftig sind.

Die konventionellen biologischen Wirktests der AbwV erfassen mehrere der im Sinne des WHG Besorgnis auslösenden und unerwünschten Wirkungen, wie Giftigkeit, Veränderung des Erbguts und Gefährdung der Fortpflanzung. Besorgnis auslösend sind auch hormonelle, neurotoxische und immuntoxische Wirkungen. Auch wenn die verantwortlichen Stoffe in der Regel nur in Spuren als Mikroverunreinigungen im Abwasser vorkommen, haben sie eine hohe Umweltrelevanz.

Konventionelle kommunale Kläranlagen mit einer dreistufigen Abwasserbehandlungstechnik sind nicht dafür ausgelegt, organische Mikroverunreinigungen zurückzuhalten. Das behandelte Abwasser kommunaler Kläranlagen ist daher für viele Mikroverunreinigungen Haupteintragspfad in die Oberflächengewässer. Erst mithilfe einer geeigneten weitergehenden (vierten) Reinigungsstufe lässt sich ein breites Spektrum an anthropogenen Mikroverunreinigungen zurückhalten, wobei der Grad der Elimination stoffspezifisch ist. Derzeit sind in Anhang 1 der AbwV keine ordnungsrechtlichen Anforderungen mit dem Ziel der weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen festgelegt, d. h. es ist kein Stand der Technik formuliert, der auf die Elimination von Mikroverunreinigungen abzielt.

In vielen Gewässern überschreiten die Konzentrationen von Mikroverunreinigungen die gesetzlich vorgegebenen Umweltqualitätsnormen. Zur Reduzierung der Einträge fordert das Umweltbundesamt die Fortschreibung des Standes der Technik bei der Abwasserbehandlung und die Einführung weitergehender Abwasserbehandlungsverfahren (vierte Reinigungsstufe) auf den kommunalen Kläranlagen der Größenklasse 5 sowie auf kleineren Anlagen, die in sensitive Gewässer einleiten (Umweltbundesamt 2015).

Die Errichtung und der Betrieb einer vierten Reinigungsstufe sind, unabhängig von der eingesetzten Technik, mit deutlichen Investitions- und höheren Betriebskosten verbunden. Seitens der Anlagenbetreiber, aber auch der behördlichen Abwasserüberwachung, besteht deshalb das berechtigste Interesse, den Erfolg der erweiterten Behandlung prüfen und überwachen zu können.

Die Wirkpotenziale von Mikroverunreinigungen lassen sich mit den konventionellen Biotests der AbwV in der Regel nicht nachweisen, denn deren toxikologische Endpunkte sind nicht ausreichend spezifisch und sensitiv. Deshalb werden zurzeit besonders *In-vitro*-Verfahren diskutiert, die als zum Teil sehr spezifische bioanalytische Verfahren zum Nachweis bestimmter Stoffeigenschaften eingesetzt werden können. Mit Blick auf eine mögliche spätere ordnungsrechtliche Umsetzung in der AbwV sind jedoch verschiedene Aspekte zu berücksichtigen. Beispielsweise ist es gerade wegen der hohen Spezifität erforderlich, eine umfangreiche Testpalette einzusetzen, um möglichst viele Stoffe zu erfassen. Dies trifft auch auf mögliche Transformationsprodukte zu. Weiterhin werden mit *In-vitro*-Verfahren lediglich Potenziale erfasst, eine Aussage zur ökologischen Relevanz ist nur mit großen Einschränkungen möglich; *In-vitro*-Verfahren fehlt die Sinnfälligkeit der konventionellen Biotests der AbwV. Selbst *In-vitro*-Verfahren sind häufig zu wenig sensitiv, weshalb die im Abwasser enthaltenen Mikroverunreinigungen aufkonzentriert werden müssen, wodurch Proben mehr oder weniger stark verändert werden. Deshalb ist ein adäquates standardisiertes Extraktionsverfahren erforderlich, um u. a. die Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit von Testergebnissen zu gewährleisten. Schließlich wäre es sehr hilfreich, wenn Umweltproben unabhängig von ihrer Herkunft mit den gleichen Testverfahren untersucht würden, um beispielsweise Abwasser- und Gewässerdaten vergleichen zu können.

Bei der Einführung eines Messinstrumentariums zur Erfassung des Wirkpotenzials von Mikroverunreinigungen ist zu beachten, dass ein alleiniger Parameter, beispielsweise „östrogenes Potenzial“, im Anhang 1 der AbwV angesichts der zahlreichen Mikroverunreinigungen mit vielfältigen stofflichen Eigenschaften nicht sinnvoll wäre. Der Stand der Technik sollte nicht die alleinige Elimination des östrogenen Potenzials sein. Vielmehr muss der Stand der Technik die möglichst umfassende Elimination der Mikroverunreinigungen und ihrer Wirkaktivitäten sein. Das Messinstrumentarium sollte diesem Anspruch gerecht werden und möglichst viele Stoffe erfassen. Es muss darüber hinaus den Anforderungen an biologische und chemisch-physikalische Analysenverfahren der AbwV gerecht werden. Das sind u. a. die Reproduzierbarkeit (Standardisierung ist erforderlich), die Operationalität (Anzeige des Zieles der Abwasserbehandlungsmaßnahme direkt und sinnfällig über das Testergebnis), die Gerichtsfestigkeit und die Rechtssicherheit.

Literatur

AbwAG - Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 1. Juni 2016 (BGBl. I S. 1290)

AbwV - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 121 des Gesetzes vom 29. März 2017 (BGBl. I S. 626)

Umweltbundesamt 2015: Position // März 2015 „Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern – Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge“. http://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Downloads/organische_mikroverunreinigungen_in_gewassern_vierte_reinigungsstufe.pdf (zuletzt aufgerufen am 17.04.2018)

WHG - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 31.07.2009, BGBl. I S. 2585, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4.08.2016 (BGBl. I S. 1972)

91/271/EWG - Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunalabwasserrichtlinie), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 135 vom 30.05.1991, S. 40

2010/75/EU - Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 24.11.2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung), Amtsblatt der Europäischen Union L 334 vom 17.12.2010, S. 17



Kontakt:

Dr. Frank Brauer

Umweltbundesamt

Wörlitzer Platz 1

06844 Dessau-Roßlau

Tel. 0340/ 2103 3191

E-Mail: frank.brauer@uba.de

Einsatz von Biotestverfahren aus Sicht des Ländervollzugs

Brigitte von Danwitz

1 Vollzugsaufgaben einer Umweltbehörde

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) ist als technisch-wissenschaftliche Fachbehörde des Landes Nordrhein-Westfalen mit Umweltschutzaufgaben befasst. Im Rahmen der Umweltanalytik werden in der Abteilung „Zentrale Umweltanalytik“ Analysen zur amtlichen Überwachung von direkten und indirekter Abwassereinleitungen, zur Beurteilung der Güte von Oberflächengewässern und Grundwasser sowie das Chemische Monitoring im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) durchgeführt. Diese Vollzugsaufgaben sind Dienstleistung für die Bezirksregierungen und schließen die Probenahme und eine Bewertung von Umweltproben mit ein. Das LANUV-Labor arbeitet in Teilbereichen der Umweltanalytik qualitätsgesichert nach DIN EN ISO/IEC 17025.

2 Behördliche Abwasserüberwachung

Im Rahmen der behördlichen Überwachung von Einleitungen in NRW werden neben chemisch-physikalischen Analysenverfahren seit Jahrzehnten genormte Biotestverfahren eingesetzt, um die Einhaltung von Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV) zu kontrollieren und Abwasserabgaben (AbwAG) zu erheben. Da die Ergebnisse rechtsmittelfest sein müssen, ist eine strikte Einhaltung der rechtlichen Vorgaben unumgänglich. Dies schließt normkonformes Arbeiten ein. Zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung von Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen wurden für einzelne Verfahren Merkblätter zur Analytischen Qualitätssicherung (AQS) erarbeitet (LAWA 1991); zudem werden regelmäßig Ringversuche ausgerichtet.

3 Oberflächengewässer-Monitoring

Für das Oberflächengewässer-Monitoring nach WRRL (EG 2000) werden vom LANUV in NRW an festgelegten Messstellen in den Flussgebietseinheiten Untersuchungen vorgenommen. Für die Umsetzung in Deutschland wurden im Rahmen der LAWA Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern festgelegt (LAWA RAKON-Papiere). Diese Vorgaben fußen auf der bundesweit gültigen Oberflächengewässerverordnung (OGewV), in der Regelungen zur Durchführung der Bestandsaufnahme, Überwachung und Bewertung (inklusive Umweltqualitätsnormen) sowie analytische Qualitätsanforderungen enthalten sind.

Der Analysenumfang für die entnommenen Wasserproben wird individuell für jede Messstelle festgelegt, ebenso die Häufigkeit der Beprobung. Die generelle Stoffpalette umfasst in den Bundesländern mindestens die Stoffe der Anlagen 6 bis 8 der OGewV. Das Monitoring ist Teil der Bestandsaufnahme und dient als Basis für die Erstellung und Durchführung von Maßnahmenprogrammen im Rahmen des Bewirtschaftungsplans sowie der Überprüfung von Umweltzielen.

Die Umweltqualitätsnormen der OGewV werden auf Basis ökotoxikologischer Untersuchungen gemäß europäischer Vorgaben abgeleitet; Schutzziele sind der gute ökologische bzw. chemische Zustand. Bislang gibt es keine gesetzlichen Vorgaben zur Durchführung von Biotestverfahren mit Umweltproben für länderseitige Überwachungsprogramme.

4 Einsatzbeispiel für ein spezifisches Biotestverfahren

Derzeit ist der Einsatz von spezifischen Biotestverfahren durchaus schon im Zusammenhang mit der Überwachung zu Ermittlungszwecken („Investigatives Monitoring“) nach WRRL möglich. Es können problembezogen zugeschnittene Messmethoden verwendet werden, um Ursachen für die Nicht-Erreichung von Bewirtschaftungszielen zu ermitteln.

Im Rahmen der Erprobung eines DIN/ISO-Normentwurfs für den YES (*Yeast Estrogen Screen*)-Test, ein Biotestverfahren auf östrogene Wirkungen, wurden 2014 beispielsweise vom LANUV wiederholt Stichproben von Kläranlagenabläufen untersucht, um Erfahrungen mit dem neuen Testverfahren auf Basis realer Proben zu gewinnen. Ein Messprogramm an der Niers, einem abwassergeprägten Flachlandfluss am Niederrhein, zeigte auch mit diesem Testverfahren eine deutliche Belastung durch die Einleitung der ersten großen Kläranlage ins Gewässer; weitere Kläranlagen hatten eine geringere Bedeutung. Mit weitergehenden Untersuchungen in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Referat „Biochemie, Ökotoxikologie“, ließ sich exemplarisch eine detailliertere Auswertung von Belastungsmustern (und -quellen) und ansatzweise eine Beurteilung der auslösenden Stoffe vornehmen.

5 Denkanstöße für die Workshop-Diskussion

Bei der Diskussion über eine regulatorische Implementation von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung sollten aus Vollzugssicht folgende Aspekte berücksichtigt werden:

Biotestverfahren und chemische Analytik ergänzen sich in ihrer Aussage. Der Vorteil der biologischen Verfahren besteht in der Erfassung von summarischen Wirkungen bioverfügbarer Wasserinhaltsstoffe; die chemische Analytik ermöglicht eine Identifizierung und Quantifizierung einzelner Stoffe. Aufgrund der Vielzahl von Stoffen, für deren qualitativer und quantitativer Nachweis HPLC- oder GC-Analysenverfahren im Rahmen des WRRL-Monitorings eingesetzt werden müssen, werden chemische Analysengeräte auch künftig fester Bestandteil von Umweltlaboren sein; die Umweltanalytik wird sich unter anderem mit der Notwendigkeit, immer mehr Stoffe und deren Metabolite in immer geringeren Konzentrationen nachweisen zu müssen, weiterentwickeln. Bioanalytische Verfahren werden chemische Analysen nicht ersetzen, sind aber eine wertvolle Ergänzung und können z. B. für einzelne Parameter zu Screeningzwecken oder als Relevanzindikatoren für *Non-Target*-Analytik ergänzend eingesetzt werden. Bei Kostenvergleichen zwischen chemischer Analytik und Biotestverfahren sind alle Aufwendungen (Geräteanschaffungskosten und laufender Betrieb) sowie

Art und Menge der erzielten Ergebnisse (z. B. Anzahl quantifizierbarer Stoffe pro Analysengang) zu betrachten. Die Anwendung von Biotestverfahren, speziell der auf spezifische Wirkungen ausgerichteten *In-vitro*-Testverfahren mit gentechnisch veränderten Organismen/Zellkulturen setzt eine besondere Ausstattung der Labore hinsichtlich der Räumlichkeiten und des Personals voraus. Auch der ggf. zusätzlich zu treibende Aufwand für Probenahme und Probenvorbereitung ist der bei Etablierung weiterer Parameter zu berücksichtigen.

Die für das WRRL-Monitoring im Rahmen der OGewV vorgegebenen Anforderungen hinsichtlich des Standardisierungsgrades der Analysenverfahren (i. d. R. CEN-Normen) und zur analytischen Qualitätssicherung sollten auch für Biotestverfahren gelten, um einen rechtsmittelfesten Vollzug zu erlauben. Auf staatlicher Ebene gibt es bislang nur wenige Labore, die diese Anforderungen für verschiedene *In-vitro*-Tests erfüllen würden.

Bei der Etablierung und dem rechtmittelfesten Einsatz von Biotestverfahren im Rahmen der Abwasserüberwachung hat sich die Verknüpfung von Grenzwert mit einem standardisierten Testverfahren (Anlage zu §4, Analysen- und Messverfahren der AbwV) bewährt; die Parameter Giftigkeit und Abbaubarkeit sind operational, d. h. über die Analysenvorschrift definiert. Im wasserrechtlichen Bescheid können andere, gleichwertige Verfahren (z. B. entsprechend LAWA-AQS-Merkblatt A 11) für chemische Analysen eingesetzt werden. Für Biotestverfahren werden derzeit keine gleichwertigen Verfahren aufgeführt. Die Gleichwertigkeit von Testverfahren ist zudem bei einem Summenparameter, der additive aber auch antagonistische Wirkungen erfasst, vor dem Hintergrund komplexer Umweltproben mit variierender Zusammensetzung schwierig zu beurteilen. Bioanalytische Äquivalenzkonzentrationen spiegeln u. U. nicht die unterschiedlichen spezifischen Sensitivitäten verschiedener Testverfahren für komplex zusammengesetzte Umweltproben mit unterschiedlich stark wirkenden Stoffen wider.

Bei der Auswahl und Festlegung von Analysenverfahren ist die besondere Untersuchungsmatrix „Umweltprobe“ zu berücksichtigen. Niedrige Verfahrensnachweisgrenzen für Einzelstoffe in unbelastetem Wasser sind nicht unbedingt auf Oberflächenwasser- oder Abwasserproben übertragbar. Grenzfälle für die Anwendung (z. B. Störung durch sonstige Probeninhaltsstoffe) sind aufzuzeigen. Eine sorgfältige Methodenvvalidierung und eine regelmäßige interne und externe Qualitätssicherung für den Anwendungszweck sind unverzichtbar. Regelmäßige Ringversuchsangebote durch akkreditierte Ringversuchsausrichter wären im Vollzug zu etablieren.

Für die Festlegung von Wirkschwellen sind Auswertungen auf Basis unterschiedlichster realer Umweltproben vorzunehmen. Bei Festschreibung von Trigger- oder Grenzwerten sind die Messunsicherheiten aller Verfahrensschritte einschließlich Probenahme, Probenkonservierung und Probenvorbereitung sowie Auswertung zu berücksichtigen.

6 Fazit

Klassische *In-vivo*-Biotestverfahren haben sich im Vollzug für Überwachungszwecke ergänzend zur chemischen Analytik bewährt. *In-vitro*-Biotests bieten gute Chancen zur weitergehenden Erfassung und Beurteilung von Wirkungspotenzialen sowie im Rahmen der Ressourcenplanung bei der Aufstellung von Messprogrammen und sollten künftig gezielt neben chemischen Analysenverfahren in Monitoringprogrammen zum Einsatz kommen.

Literatur

- AbwAG - Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 1. Juni 2016 (BGBl. I S. 1290)
- AbwV - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 121 des Gesetzes vom 29. März 2017 (BGBl. I S. 626)
- DIN EN ISO/IEC 17025: 2005-08: Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien.
- EG - Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaftspolitik im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L 327, 1-72.
- EG - Europäische Gemeinschaft (2009): Richtlinie 2009/90/EG der Kommission vom 31. Juli 2009 zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union, Nr. L 201, 36-38
- LAWA RAKON-Papiere: Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern und Grundwasser
<http://www.wasserblick.net/servlet/is/42489/> (zuletzt aufgerufen am 18.04.2018)
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1991): LAWA AQS-Merkblätter für die Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung, Berlin: Erich Schmidt
- OGewV - Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).

Kontakt:

Dr. Brigitte von Danwitz

Landesamt für Umwelt, Natur
und Verbraucherschutz NRW

Leibnizstraße 10

45659 Recklinghausen

Tel.: 0201/ 7995-0

E-Mail:

brigitte.vondanwitz@lanuv.nrw.de

Jahrgang: 1959

1977 – 1979

Studium Diplom-Biologie an der Universität
Konstanz

1979 – 1983

Studium Diplom-Biologie an der Universität Köln,
Schwerpunkt Ökologie und Limnologie

1993

Promotion an der Universität Bremen zum Thema
Kombinationswirkungen in aquatischen Biotests

seit 1985

Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Landesamt für
Natur, Umwelt und Verbraucherschutz LANUV-
NRW (und Vorläuferinstitutionen LWA und LUA)

Tätigkeitsschwerpunkte:

1985-1988

F+E-Vorhaben „Bestimmung der Schadwirkung
von Stoffgemischen im Vergleich aquatischer Bio-
teste“

1988-1992

Einleiterüberwachung, Alarm- und Warndienste

seit 1992

Koordinierung und Durchführung von Biotests im
Rahmen der amtlichen Abwasserüberwachung

Kontinuierliche Gewässerüberwachung mit
Biomonitoren

Bewertung im Rahmen des Chemischen Monito-
rings nach WRRL

Erprobung, Weiterentwicklung und Implementie-
rung von ökotoxikologischen Analyseverfahren für
den praktischen Einsatz im Vollzug

Mitwirkung in DIN- und ISO-Normungsgremien
für aquatische Biotests, Bund-Länder-Arbeitsgrup-
pe „Biotests für den Vollzug AbwV und AbwAG“,
Leitung der LAWA-Redaktionsgruppe „Analyti-
sche Qualitätssicherung Biotestverfahren“

GLP-Inspektionen

Fachgebietsleitung „Aquatische Ökotoxikologie“

Zusammenfassung der Diskussionen während des Workshops, insbesondere der Kleingruppenarbeit

Sebastian Buchinger

Am zweiten Tag des Workshops wurden die folgenden Leitfragen in vier Kleingruppen diskutiert und die Diskussionsergebnisse anschließend im Podium vorgestellt:

- > Was erwarten wir von der Anwendung von (*In-vitro*-)Biotestverfahren bei der Gewässerbeurteilung, was erwarten wir nicht?
- > Anhand welcher Kriterien sollten (*In-vitro*-)Biotestverfahren für eine Gewässerüberwachung ausgewählt werden?
- > Welche (*In-vitro*-)Biotestverfahren werden nach dem Stand des Wissens bereits als geeignet eingeschätzt?
- > Anhand welcher Ansätze können/sollten Ergebnisse aus (*In-vitro*-)Biotestverfahren bewertet werden?
- > Auf welche Weise müssen/sollten Unsicherheiten bei der Bewertung berücksichtigt und kommuniziert werden?

Die erste Frage wurde dabei von allen vier Gruppen bearbeitet, die folgenden Fragen spezifisch von jeweils einer Gruppe. Die zentralen Punkte der Leitfragen waren die Auswahl geeigneter Testsysteme und Ansätze zur Bewertung von Testergebnissen. Abbildung 1 zeigt weitere Aspekte und Fragestellungen, die mit den genannten zentralen Punkten assoziiert sind.

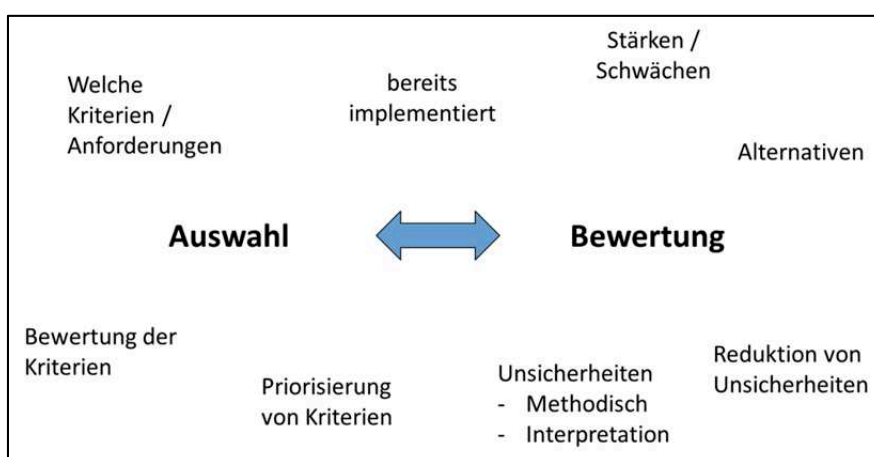


Abb. 1: Diskutierte Aspekte und Fragestellungen im Zusammenhang mit den zentralen Punkten Auswahl und Bewertung von Biotestverfahren zur Beurteilung von Gewässerqualität.

In den folgenden fünf Abschnitten wird die Diskussion zu den behandelten Leitfragen zusammengefasst.

1 Was erwarten wir von der Anwendung von (*In-vitro*-)Biotestverfahren bei der Gewässerbeurteilung, was erwarten wir nicht?

Bei der Diskussion dieser Frage in den Kleingruppen zeigte sich ein konsistentes Bild der Erwartungen an Biotestverfahren, die für eine Beurteilung von Gewässerqualität einsetzbar wären. Die genannten Erwartungen lassen sich in die drei Aspekte „Anwendungsbereich“, „Nutzung“ und „Methodencharakteristika“ gliedern.

Im Hinblick auf Anwendungsbereiche wurden folgende Umweltmatrices genannt:

- > Abwasser
- > Oberflächenwasser
- > Meereswasser
- > Grundwasser
- > Sediment

Neben diesen Umweltmatrices wurde „Trinkwasser“ als Anwendungsgebiet genannt. Seitens der vertretenen Behörden wurde es als wünschenswert erachtet, dass ein Biotestverfahren einen möglichst breiten Anwendungsbereich hat, so dass verschiedene, jedoch miteinander in Verbindung stehende Umweltkompartimente mit demselben Verfahren charakterisiert werden können. Die damit verbundene Erwartung ist, insgesamt eine möglichst konsistente Zusammenschau von Messergebnissen zu ermöglichen. So könnte beispielsweise der mögliche Einfluss einer Abwassereinleitung auf die Qualität des empfangenden Oberflächenwassers direkt beurteilt werden, wenn beide Probenmatrices mit demselben Biotestverfahren charakterisiert werden. Diese formulierte Anforderung setzt aber voraus, dass ein entsprechendes Testverfahren für die jeweiligen Umweltmatrices validiert wurde und mögliche matrixspezifische Störfaktoren eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse nicht verhindern. Im Hinblick auf mögliche Nutzungen wurden folgende Schwerpunkte genannt:

- > Monitoring zur Zustandsbeschreibung und Qualitätsbewertung
- > Investigatives Monitoring zur Ermittlung von Ausmaß und Auswirkungen von Verschmutzungen und zur Identifikation von Quellen
- > Aufklärung von Ursache/Wirkungs-Zusammenhängen
- > Festlegung und Überwachung des Technikniveaus bei der Abwasserbehandlung

Dabei hängen die Anforderungen an ein Biotestverfahren – beispielsweise hinsichtlich seines Standardisierungsgrads – von seiner Nutzung ab. Insgesamt zeigte sich eine große Zustimmung zu der Auffassung, dass Biotestverfahren sehr sinnvoll im Zusammenhang mit investigativen Fragestellungen (z. B. Belastungsquellen) oder zur Aufklärung von Ursache/Wirkungs-Zusammenhängen (ökologischer Zustand) eingesetzt werden können. Zu Einsatzmöglichkeiten bezüglich dieser Fragestellungen sind in der Publikation „Technical Report on aquatic effect-based monitoring tools“ (EU-Kommission 2014) eine Reihe von Beispielen aus verschiedenen EU-Mitgliedsländern beschrieben. Eine neue Qualität im Vergleich dazu ist jedoch der Einsatz von Biotestverfahren im Zusammenhang mit gesetzlichen Regelwerken, bei dem deutlich höhere Anforderungen an den Standardisierungsgrad einer Methode gestellt werden. Die Erwartungen an Methodencharakteristika wie Sensitivität, Spezifität, aber auch eine einfache Durchführbarkeit oder geringe Kosten spiegeln sich in den formulierten Auswahlkriterien für ein Biotestverfahren wider und werden im Abschnitt 2 dargestellt.

Als zentrales Charakteristikum biologischer Testverfahren wurde die integrale Erfassung stofflicher Wirkungen genannt. Ein biologischer Test spiegelt die Gesamtwirkung einer Probe wider und erfasst damit mögliche additive, synergistische, aber auch antagonistische Effekte einer Substanzmischung. Eindeutig nicht erwartet wurde durch die Teilnehmer des Workshops, dass Biotestverfahren die chemisch-analytischen Verfahren bei der Bewertung von Gewässerqualität absehbar ersetzen werden. Jedoch setzt sich mehr und mehr die Erkenntnis durch, dass die große Anzahl von Umweltchemikalien anthropogenen Ursprungs, die z. B. im Falle von freigesetzten Arzneistoffen auch in geringen Konzentrationen spezifische biologische Effekte hervorrufen können, unmöglich vollständig mittels chemischer Analytik erfasst werden können. Diese Situation wird sowohl durch biotische als auch abiotische Transformationsprozesse anthropogener Spurenstoffe weiter verschärft, da durch diese Prozesse die Anzahl verschiedener Verbindungen weiter erhöht wird.

Biologische Verfahren sind ein sehr wertvolles komplementäres Element zu chemisch-analytischen Bewertungsansätzen, da sie unerwünschte biologische Wirkungen direkt erfassen. Ohne eine meist sehr aufwändige effektbasierte Analytik zur Identifikation von umweltrelevanten Substanzen liefern die Biotestverfahren jedoch keinen direkten Substanzbezug, so dass z. B. die Ableitung von Maßnahmen wie eine Begrenzung von stofflichen Emissionen – wie bisher gängige Praxis im Vollzug – nicht immer direkt möglich ist. Biotestverfahren können aber sehr wirkungsvoll für eine Maßnahmenüberwachung eingesetzt werden, indem die Effektivität einer durchgeführten Maßnahme über die Reduktion unerwünschter biologischer Wirkungen quantifiziert werden kann. Führt eine Maßnahme zwar zur Reduktion der Umweltkonzentration bestimmter chemischer Verbindungen, jedoch nicht zu einer Verminderung eines entsprechenden biologischen Effektes, so ist evident, dass weitere bislang vielleicht unbekannte Substanzen oder Ab- und Umbauprodukte hinsichtlich des betrachteten Effekts möglicherweise einen stärkeren Beitrag liefern als die mit der Maßnahme erfasste/reduzierte Verbindung.

2 Anhand welcher Kriterien sollten (*In-vitro*-)Biotestverfahren für eine Gewässerüberwachung ausgewählt werden?

Die Diskussion zur Fragestellung nach Auswahlkriterien lässt sich in die Aspekte „Relevanz“, „Zuverlässigkeit“ und „Effektivität“ gliedern. Tabelle 1 fasst diskutierte Punkte zu diesen drei Aspekten stickpunktartig zusammen.

Tabelle 1

Kriterien zur Auswahl von Biotestverfahren

Relevanz	Zuverlässigkeit	Effektivität
Sensitivität	Präzision	Kosten
Spezifität	Richtigkeit	Aufwand
Evidenz / Sinnfälligkeit	Standardisierung	Durchsatz
<i>Adverse outcome pathway</i>	Validierung	Praktikabilität
Anzahl von Stoffen mit gleichem molekularen Wirkmechanismus (<i>Mode of Action</i>) die durch den Test erfasst werden	Justiziabilität	
Bewertbarkeit	Robustheit (gegenüber Störgrößen)	
Abdeckung von Umweltkompartimenten	Vergleichbarkeit	

Wie die Diskussion der Auswahlkriterien im Plenum zeigte, sollten bei der Auswahl geeigneter Biotestverfahren die Aspekte „Zuverlässigkeit“ und „Relevanz“ im Vordergrund stehen. Die mit einer Testdurchführung verbundenen Kosten sollten zweitrangig betrachtet werden. Im Hinblick auf die Relevanz eines Testverfahrens wurde bereits im Abschnitt 1 der Bedarf an einer möglichst breiten Abdeckung verschiedener Umweltkompartimente durch ein Testverfahren formuliert. Weitere zentrale Punkte sind die „Evidenz/Sinnfälligkeit“ und die „Bewertbarkeit“ einer Methode. Beide Aspekte sind eng miteinander verbunden. Der Begriff der „Sinnfälligkeit“ ist dem Beitrag von Dr. Frank Brauer (s. S. 14ff.) entnommen und adressiert die Frage, in wieweit ein toxikologischer Endpunkt einen klaren Bezug zu möglichen nachteiligen Umweltauswirkungen hat. Die Frage der „Sinnfälligkeit“ ist für Testverfahren, die *in vivo* akut-toxische Endpunkte wie Mortalität abbilden, klar zu bejahen. Dies wird ebenso für chronische Endpunkte wie z. B. die Reproduktionsleistung eines Organismus gelten.

Dank einer deutlichen Steigerung der Qualität der Oberflächengewässer in Deutschland in den letzten Jahrzehnten, z. B. durch eine Verbesserung der Abwasserbehandlung, sind in Abwasser- und Oberflächenwasserproben positive Befunde akut-toxischer Wirkungen deutlich zurückgegangen. Dennoch gibt es keinen Grund zur Entwarnung, denn wegen der zunehmenden Zahl anthropogener Mikroverunreinigungen – wie z. B. hochspezifisch wirkende Arzneistoffe – in den Gewässern, besteht die Besorgnis subakuter, chronischer Effekte auf Organismenebene, die negative Auswirkungen auf die Populationen der betroffenen Organismen und die Gewässerbiozönose insgesamt haben können. Aufgrund des deutlich höheren Aufwands – z. B. durch längere Expositionszeiten – für chronische Testsysteme wie Reproduktionstests mit Invertebraten oder Fischen ist ein flächendeckendes Monitoring mit diesen Verfahren nur unter hohen Anstrengungen leistbar.

Auf dem Workshop wurde diskutiert, Wasserinhaltsstoffe aus Wasserproben durch chemische Extraktionsverfahren anzureichern und anschließend die Extrakte durch *In-vivo*-Verfahren zu testen, um schädigende Stoffe in einer Probe empfindlicher aufzeigen zu können. Durch eine Anreicherung wird jedoch möglicherweise die Zusammensetzung einer Probe verändert, so dass der Extrakt die ursprünglichen Mischungsverhältnisse der Stoffe in der Probe nicht widerspiegelt. Dieser Sachverhalt muss bei einer Bewertung berücksichtigt werden. Alternativ könnten Verfahren entwickelt werden, die eine möglichst gleichartige Anreicherung verschiedenster Umweltkontaminationen gewährleistet, um so einer Verfälschung der ursprünglichen Mischungsverhältnisse entgegenzuwirken. Darüber hinaus ist die Praktikabilität einer solchen Herangehensweise zu berücksichtigen, da aufgrund des Expositionsvolumens bei *In-vivo*-Verfahren möglicherweise große Volumina einer Wasserprobe angereichert werden müssten. Eine weitere mögliche Alternative stellen hier spezifische *In-vitro*-Testverfahren dar.

Nachteiligen Wirkungen auf organismischer Ebene gehen Veränderungen auf niedrigeren biologischen Organisationsstufen wie Organen, Geweben, Zellen bis hin zu biologischen Molekülen wie Rezeptoren oder der DNA voraus. Die in Tabelle 2 (Abschnitt 3) beispielhaft genannten *In-vitro*-Verfahren zeigen spezifische biologische Effekte auf einer molekularen Ebene an, beispielsweise die Aktivierung eines Hormonrezeptors, die Auslösung einer Mutation oder die spezifische Inhibition eines Enzyms.

Die kausale Verknüpfung von einem molekularen Ereignis bis zu einem Schadeffekt auf Organismusebene wird in der englischsprachigen Literatur als „*adverse outcome pathway*“

(AOP) bezeichnet. Das Verständnis einer solchen Kausalkette kann es ermöglichen, mit einem spezifischen Testverfahren – wie z. B. der Aktivierung des Östrogenrezeptors – Aussagen über die Möglichkeit chronischer Wirkungen zu machen.

Das bisherige Verständnis toxischer Mechanismen und der damit im Zusammenhang stehenden AOP reicht jedoch nicht aus, quantitative Zusammenhänge zwischen molekularen Effekten und Wirkungen auf Organismen herstellen zu können. Es bestand aber zwischen den Teilnehmern Konsens dahingehend, das AOP-Konzept für eine Priorisierung von spezifischen Biotestverfahren hinsichtlich ihrer Relevanz zu nutzen. Eine Reihe spezifischer Wirkungen, von denen eine Besorgnis hinsichtlich möglicher nachteiliger Auswirkungen auf Mensch und Umwelt ausgeht, wird beispielsweise in Anhang VIII „Nichterschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe“ der EU-Wasserrahmenrichtlinie genannt:

„Stoffe und Zubereitungen oder deren Abbauprodukte, deren karzinogene oder mutagene Eigenschaften bzw. steroidogene, thyreoidale, reproduktive oder andere Funktionen des endokrinen Systems beeinträchtigenden Eigenschaften im oder durch das Wasser erwiesen sind“

Der Ausrichtung der Wasserrahmenrichtlinie folgend, steht hier hinsichtlich der Bewertung des chemischen Gewässerzustandes der Stoffbezug im Vordergrund. Die Beurteilung dieser Stoffeigenschaften erfolgt nach REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals) mit biologischen Testverfahren, die sich auch zur Untersuchung und Bewertung von Gewässerproben grundsätzlich eignen würden.

Eine wichtige Aufgabe von Wissenschaft und Forschung besteht darin, geeignete Testsysteme zu benennen und ggf. für eine direkte Nutzung für Umweltproben weiterzuentwickeln. Auf dem Workshop anwesende Teilnehmer aus dem Bereich „Forschung“ wiesen darauf hin, dass im Rahmen einer Reihe von Projekten bereits entsprechende Vorschläge und Priorisierungen von geeigneten Biotestverfahren erfolgt sind, die nun grundsätzlich für eine Nutzung zur Verfügung stünden.

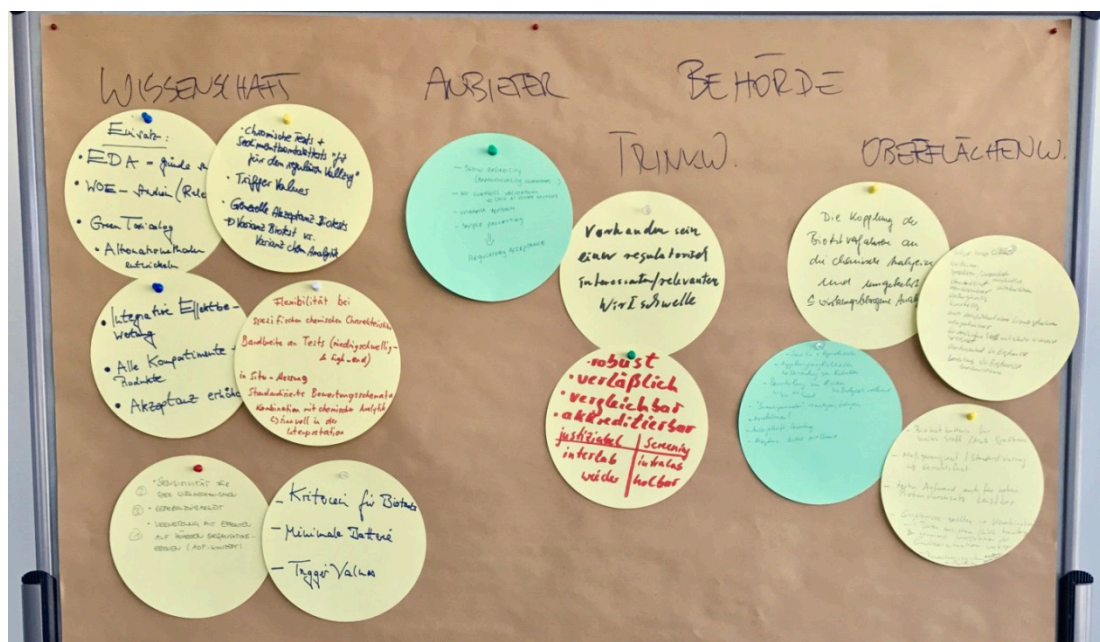


Abb. 2: Poster der Gruppe 1 mit der Leitfrage: „Anhand welcher Kriterien sollten (In-vitro-) Biotestverfahren für eine Gewässerüberwachung ausgewählt werden?“

3 Welche (*In-vitro*-)Biotestverfahren werden nach dem Stand des Wissens bereits als geeignet eingeschätzt?

Wie im Abschnitt 2 beschrieben, ist eine Reihe von biologischen Testverfahren bereits Bestandteil verschiedener Regelwerke. Für Deutschland ist beispielsweise die Abwasserverordnung (AbwV) zu nennen, die je nach Art der Einleiter verschiedene Biotestverfahren mit entsprechenden Grenzwerten und Maßzahlen zur Überwachung der Abwasserqualität benennt. Diese Testverfahren sind meist *In-vivo*-Methoden, die mehrheitlich apikale Endpunkte wie Mortalität oder Wachstum abbilden. Als einziges *In-vitro*-Verfahren ist der *umuC*-Test implementiert, der mittels gentechnisch modifizierter Bakterien die Gegenwart DNA-schädigender Substanzen anzeigt. In der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB 2000) und den Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern (GÜBAK 2009) sind ebenfalls ökotoxikologische Testverfahren verankert, die den in der Abwasserverordnung genannten Parametern größtenteils entsprechen.

Ein weiteres Beispiel für die Nutzung von Biotestverfahren zur Gewässergütebeurteilung ist der Bericht zur „Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests“ (KIENLE et al. 2015). In diesem Bericht wird neben einem algenbasierten Testsystem mit dem „*Yeast Estrogen Screen*“ (YES) ein *In-vitro*-Verfahren vorgeschlagen, das mit einem gentechnisch modifizierten Hefestamm östrogenaktive Stoffe detektieren kann.

Tabelle 2

Beispielhafte Auswahl von Biotestverfahren zur Bewertung von Gewässerqualität (I: geeignet für investigative Ansätze, G: geeignet zur Qualitätsbeurteilung, (G): potenziell geeignet zur Qualitätsbeurteilung; PSII: Photosystem II, AChE: Acetylcholinesterase)

	Testverfahren / Effekt	Abwasser	Oberflächenwasser	Sediment	Norm
<i>In-vitro</i> -Verfahren	Östrogenität (YES, ER-CALUX)	I (G)	I (G)	I (G)	DIN EN ISO 19040 Teile 1-3
	Weitere rezeptorvermittelte Effekte	I (G)	I (G)	I (G)	-
	<i>umuC</i> (DNA-Schädigung)	I G	I (G)	I (G)	DIN 38415-3 ISO 13829
	AMES-Test (Mutagenität)	I (G)	I (G)	I (G)	ISO 11350 ISO
	PSII-Inhibition	I (G)	I (G)	I (G)	-
	AChE-Inhibition	-	I	I	DIN 38415-1
<i>In-vivo</i> -Verfahren	Leuchtbakterientest	I G	I G	I G	DIN EN ISO 11348-1 bis-3
	Algentest	I G	I G	I G	DIN EN ISO 8692
	Daphnien-Test	I G	I G	I G	DIN 38412-30 ISO 6341
	Fischei-/Fischembryo-Test	I G	I G	I G	DIN EN ISO 15088 OECD 236

In Tabelle 2 sind die zur Leitfrage „Welche (*In-vitro*-)Biotestverfahren werden nach dem Stand des Wissens bereits als geeignet eingeschätzt?“ durch die Teilnehmer zusammengetragenen Biotestverfahren aufgelistet. Diese Tabelle stellt eine Momentaufnahme dar und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die aufgelisteten Verfahren lassen sich generell in *In-vivo*-Verfahren und *In-vitro*-Verfahren einteilen. Darüber hinaus wurde durch die Teilnehmer eingeschätzt, ob sich die genannten Verfahren für investigative Fragestellungen oder (potenziell) mit festgelegten Kriterien zur Beurteilung der Gewässerqualität einsetzen lassen. Die Einsatzmöglichkeiten wurden dabei nach den Matrices „Abwasser“, „Oberflächenwasser“ und „Sediment“ unterschieden.

Für eine Nutzung von Biotestverfahren zur Gewässerüberwachung über investigative Fragestellungen hinaus ist deren Standardisierungsgrad ein zentrales Auswahlkriterium. Dies spiegelt sich in der Auswahl von Testsystemen durch die Teilnehmer wider. Die mit dem Biotestverfahren erhobenen Ergebnisse müssen justiziabel sein, da mit ihrer Anwendung im regulatorischen Bereich beispielsweise umzusetzende Maßnahmen zur ökologischen Zustandsverbesserung oder Maßnahmen bis hin zur Festsetzung von Gebühren, z. B. im Rahmen des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG), verbunden sein können. Vor diesem Hintergrund ist beispielsweise in der AbwV eine Grenzwertfestlegung mit einer spezifischen biologischen Testmethode verknüpft, die damit als Referenzverfahren für diesen Grenzwert definiert ist. Für die Festlegung von Grenzwerten für spezifische *In-vitro*-Verfahren sind entsprechend Referenzverfahren festzulegen.

Es steht bereits eine Vielzahl von Biotest-Normen und -Prüfrichtlinien zur Verfügung, die in verschiedenen Regelwerken wie der deutschen AbwV oder im Rahmen von REACH verankert sind. Darunter sind auch spezifische Testverfahren wie der *umu*-Test (DIN 38415-3) oder der AMES-Fluktuationstest (ISO 11350) zur Erfassung gentoxischer, bzw. mutagener Effekte. Standards zur Detektion der Stimulation des Östrogenrezeptors (DIN EN ISO 19040 Teile 1-3) werden im Laufe des Jahres 2018 veröffentlicht.

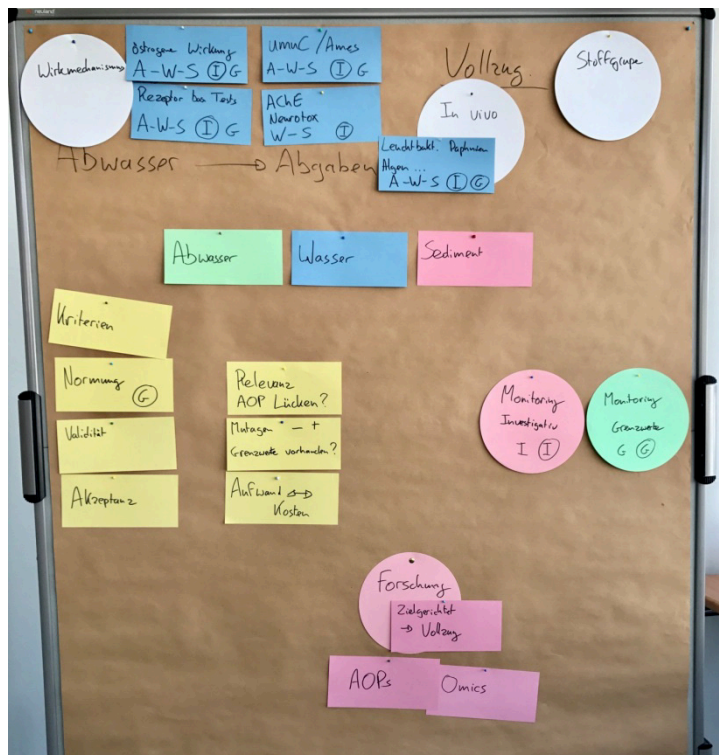


Abb. 3:

Poster der Gruppe 2 mit der Leitfrage: „Welche (*In-vitro*-)Biotestverfahren werden nach dem Stand des Wissens bereits als geeignet eingeschätzt?“

Trotz der erfolgreichen Standardisierung der genannten spezifischen Biotestverfahren besteht ein großer Bedarf an weiteren Standards zu Testverfahren, die aufgrund ihrer Relevanz zur Beurteilung von Gewässerqualität in Betracht gezogen werden sollten, z. B. Verfahren zur Detektion einer Photosystem-II-Inhibition. Eine Standardisierung ist mit erheblichen Anstrengungen verbunden. Es wäre wünschenswert, wenn sich auch in Zukunft Behörden, Wissenschaft und Industrie gleichermaßen an den entsprechenden Aktivitäten beteiligen würden.

4 Anhand welcher Ansätze können/sollten Ergebnisse aus (*In-vitro*-)Biotestverfahren bewertet werden?

Ein zentrales Element für den Einsatz von Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung ist die Auswahl geeigneter Bewertungsverfahren. Dies muss vor dem Hintergrund der zugrundeliegenden Fragestellung erfolgen. So wird beispielsweise mit den in der AbwV formulierten Anforderungen an kommunale und industrielle Abwassereinleitungen der Stand der Technik beschrieben bzw. festgelegt. Die Bewertungsgrundlage beruht damit auf der Frage, ob durch die Abwasserbehandlung die Belastung eines Abwassers, die durch chemische und biologische Parameter erfasst wird, soweit reduziert wird, wie es nach dem Stand der Technik möglich ist. Dieser Ansatz unterscheidet sich von risikobasierten Bewertungen, wie sie z. B. in der WRRL im Hinblick auf den chemischen Zustand verankert sind. So basieren die für die prioritären Schadstoffe definierten Umweltqualitätsnormen (UQN) auf einer ökotoxikologischen Bewertung mit dem Ziel, Schadwirkungen durch diese Einzelstoffe auf die Umwelt auszuschließen. Kurz ausgedrückt basiert der Bewertungsansatz der AbwV auf der Frage: Was ist möglich? Wohingegen der Bewertungsansatz der WRRL auf der Frage basiert: Was ist nötig?

Für die Bewertung des chemischen Gewässerzustandes im Rahmen der operativen Überwachung nach WRRL werden die UQN der prioritären und flussgebietsspezifischen Schadstoffe als Grenzwerte zur Erreichung des guten chemischen Zustands herangezogen. In Analogie dazu gibt es verschiedene Ansätze, die zum Ziel haben, effektbasierte Grenzwerte (*trigger-values*) abzuleiten (z. B. KUNZ et al. 2015, VAN DER OOST et al. 2017, JAROSOVA et al. 2014). Der Vorteil solcher effektbasierter Grenzwerte ist, dass die summarische Wirkung aller in einer Probe enthaltenen Substanzen hinsichtlich eines Endpunktes bewertet wird. Dies entspricht dem Bedarf einer ganzheitlicheren Bewertung von Gewässerqualität, die nicht nur auf einer geringen Anzahl bekannter Substanzen wie den prioritären Stoffen beruht. Eine summarische Bewertung könnte mit dem in der AbwV verankerten G-Stufen-Konzept oder dem pT-Konzept der Sedimentbewertung erfolgen. Bei beiden Ansätzen wird ermittelt, ab welcher Verdünnungsstufe (G-Stufe) von einer Umweltprobe im Sinne der Norm kein signifikanter Effekt mehr auf den Testorganismus ausgeht. In der AbwV beispielsweise sind je nach Art des Abwassers testspezifische, maximale G-Stufen festgesetzt.

Alternativ dazu können Effekte, die mit einem Biotestverfahren gemessen werden, im Sinne einer Äquivalenzkonzentration ausgedrückt werden. Dies ist die Konzentration einer Referenzsubstanz, die die gleiche Effektstärke erzielt, wie die getestete Probe. Dieses Konzept wird in der wissenschaftlichen Literatur z. B. zur Quantifizierung östrogenen Effekte genutzt. Dieser Ansatz ist ebenfalls in der EU-Verordnung Nr. 589/2014 verankert, die den Gehalt

von PCDD/Fs und dl-PCB in Nahrungsmitteln reguliert. Diese Richtlinie beschreibt den Einsatz von *In-vitro*-Biotestverfahren zur Erfassung dioxinähnlicher Wirkungen als Screeningmethode und legt Grenzwerte auf Basis einer biologischen Wirkung fest. Die Ableitung effektbasierter Grenzwerte ist jedoch auf dem Stand des heutigen Wissens insbesondere im Falle der *In-vitro*-Testverfahren herausfordernd, da von einem *In-vitro*-Effekt nicht eins zu eins auf einen apikalen *In-vivo*-Effekt extrapoliert werden kann. Ebenfalls ist eine substanzbasierte Ableitung von effektbasierten Grenzwerten nicht unmittelbar gegeben. Dies zeigt sich z. B. bei der Ableitung von Grenzwerten für östrogene Effekte. So ist für 17 α -Ethinyl-estradiol (EE2) als eine Substanz der *watch-list* der EU-WRRL eine UQN von 35 pg/l vorgeschlagen. Durch die summarische Erfassung der Effekte aller in einer Probe vorkommenden Agonisten des Östrogenrezeptors durch entsprechende *In-vitro*-Testsysteme, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass viele Oberflächenwasserproben eine höhere Äquivalenzkonzentration aufweisen, obwohl die UQN für EE2 als Einzelsubstanz nicht überschritten ist. Andererseits ist durch einen weniger stringenten, effektbasierten Grenzwert im Vergleich zur klassischen UQN-Bewertung ein geringeres Schutzniveau in Bezug auf EE2 gegeben.

Die allgemeine Auffassung der Workshopteilnehmer war, dass Biotestverfahren die chemischen Bewertungsverfahren (absehbar) nicht ersetzen werden, sondern komplementäre Daten liefern, die eine chemische Bewertung ergänzen können – insbesondere dann, wenn angenommen werden kann, dass eine Probe weitere, nicht regulierte Substanzen enthält, die aber über den gleichen Mechanismus wirken wie eine regulierte Substanz (s. a. Abschnitt 1).

Neben der operativen Überwachung beschreibt die WRRL weitere Ansätze. Die „überblicksweise Überwachung“ wird beispielsweise durchgeführt, um Informationen zur Bewertung langfristiger Veränderungen aufgrund menschlicher Tätigkeiten bereitzustellen. Für diese Art der Überwachung wird u. a. gefordert, Gewässertypen-spezifische biologische Referenzbedingungen festzulegen. Diesem Ansatz entsprechend könnten durch den Einsatz von Biotestverfahren oder auch Biomarkern ökotoxikologische Referenzbedingungen ergänzend definiert werden. Damit bestünde hinsichtlich einer überblicksweisen Überwachung nicht zwangsläufig die Notwendigkeit eines risikobasierten Grenzwertes in Analogie zu einer Umweltqualitätsnorm. Die Bewertungsgrundlage wäre der Vergleich mit einer ungestörten Referenzsituation.

Ebenso würden sich biologische Testverfahren auch ohne effektbasierte Grenzwerte für eine „Überwachung zu Ermittlungszwecken“ eignen. Eine solche Überwachung wird durchgeführt, um Gründe für das Nichterreichen von Umweltzielen in einem Wasserkörper festzustellen. Insbesondere dann, wenn die mögliche Gegenwart nicht-regulierter Stoffe eine denkbare Ursache für eine Verfehlung von Umweltzielen ist, können Biotestverfahren aufgrund der integralen Erfassung von Schadwirkungen außerordentlich hilfreich sein. Es bestand weitestgehend Konsens, dass hinsichtlich dieses Einsatzes von Biotestverfahren auch geringere Anforderungen an deren Standardisierungsgrad zu stellen sind. Dies äußert sich auch in der oben in Tabelle 2 dargestellten Einschätzung der Teilnehmer, dass alle dort aufgeführten Testsysteme für investigative Anwendungen, also z. B. für eine Überwachung zu Ermittlungszwecken geeignet sind.

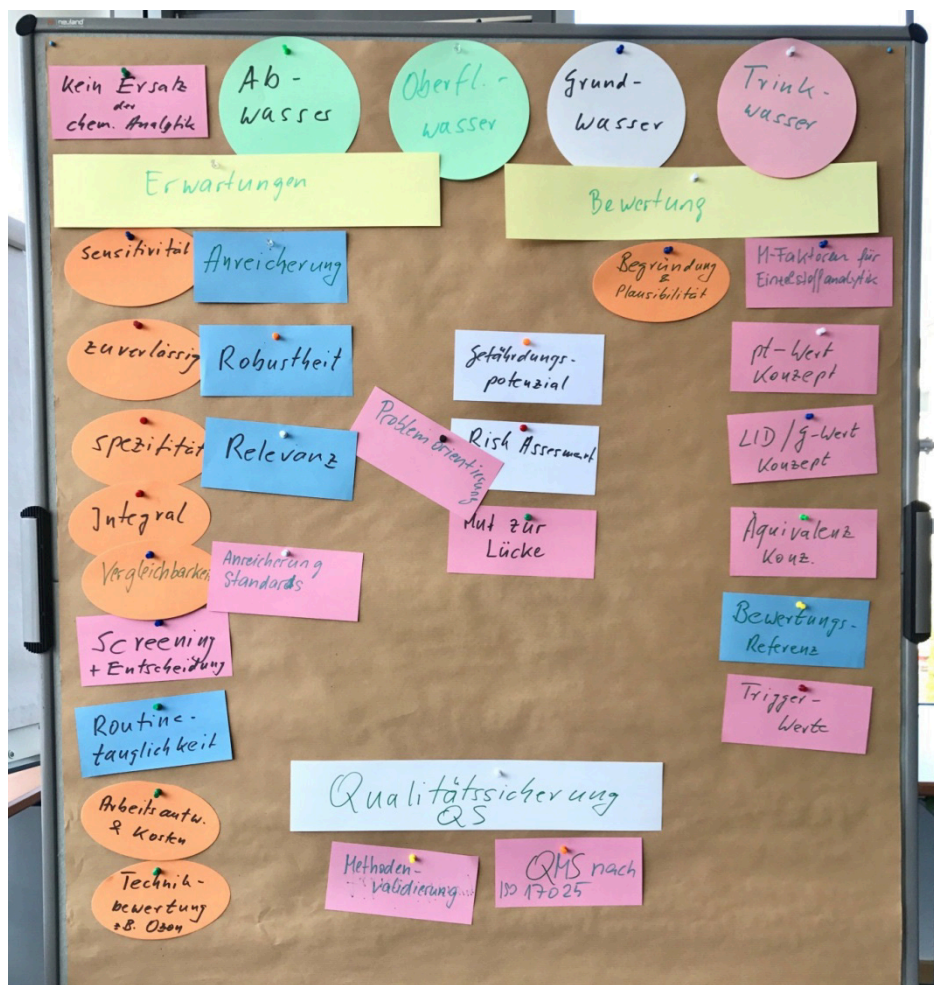


Abb. 4: Poster der Gruppe 3 mit der Leitfrage: „Anhand welcher Ansätze können/ sollten Ergebnisse aus (In-vitro-)Biotestverfahren bewertet werden?“

5 Auf welche Weise müssen/sollten Unsicherheiten bei der Bewertung berücksichtigt und kommuniziert werden?

Die Diskussion der Unsicherheiten hinsichtlich der Bewertung von Biotestverfahren gliederte sich in zwei thematische Blöcke: methodischen Unsicherheiten und Unsicherheiten bezüglich der Bewertung der Daten. Unter den Diskutierenden bestand Konsens darüber, dass der Beitrag zur methodischen Unsicherheit von Probenahme, Probenlagerung und Probenvorbereitung über die eigentliche Messung bis hin zur Datenauswertung abnimmt. Dies wird sehr deutlich bei Probenahmestrategien, die auf Stichproben beruhen. Dabei besteht die Gefahr, eine zeitliche Dynamik von Stoffkonzentrationen nicht zu erfassen und so mögliche Konzentrationsspitzen nicht zu erkennen. Diese Unsicherheit betrifft jede Gewässerüberwachung, unabhängig davon, ob stoffbasiert (chemische Analytik) oder effektbasiert.

Naturgemäß trägt die biologische Variabilität der in einem Biotest eingesetzten Testorganismen zur Unsicherheit bei. Daher ist die robuste Bestimmung einer Basislinie und ihre Streubreite ein zentraler Aspekt bei der Entwicklung von Biotestverfahren. Eine solche Charakterisierung ist immer auch Bestandteil einer Methodvalidierung, wie sie im Rahmen

einer Standardisierung durchgeführt wird. Gleichzeitig werden durch einen Standard Validitätskriterien definiert, durch die eine gleichbleibende Performance des Testsystems sichergestellt werden soll. Definierte Validitätskriterien und Charakteristika der Basislinie sollten laufend durch entsprechende qualitätssichernde Maßnahmen überprüft und die jeweilige Norm ggf. angepasst werden.

Aspekte der Unsicherheiten bezüglich der Dateninterpretation und damit hinsichtlich der Bewertung wurden z. T. bereits im vorangegangenen Abschnitt dargestellt. An dieser Stelle sei noch einmal auf den in Abschnitt 2 genannten Begriff der „Sinnfälligkeit“ verwiesen. Ergebnisse akuter *In-vivo*-Testverfahren mit unveränderten (insbesondere nicht angereicherten) Wasserproben sind selbstevident, wenn sich Grundparameter wie pH und Sauerstoffsättigung der Probe in einem zuvor definierten Toleranzbereich der Testorganismen befinden. Wird durch eine solche Probe die Sterblichkeit eines Organismus signifikant erhöht oder sein Wachstum oder seine Vermehrung signifikant verringert, so kann von einer Belastung der Probe ausgegangen werden und damit von einem erhöhten Risiko für die aquatische Umwelt, auch wenn die effektverursachende Substanz oder Substanzmischung nicht bekannt ist.

Eine Übertragung von Befunden, die auf *In-vitro*-Verfahren beruhen, auf ein Risiko für die aquatische Umwelt ist nicht unmittelbar gegeben. Bei *In vitro*-Testverfahren werden Aspekte der Toxikokinetik nicht oder nur modellhaft miterfasst. Darüber hinaus kann zwar ein molekularer Schlüsselmechanismus detektiert werden, dieser führt jedoch „nur“ potenziell und nicht zwangsläufig zu einem apikalen Endpunkt. Je eindeutiger ein molekularer Endpunkt über einen *adverse outcome pathway* (siehe Abschnitt 2) mit einem apikalen Endpunkt verknüpft ist, desto höher ist dessen Eintrittswahrscheinlichkeit bei einem positiven Befund des *In-vitro*-Verfahrens, das ein entsprechendes initiales Ereignis auf molekularer Ebene detektiert. Eine wichtige Aufgabe für die Forschung besteht daher darin, ein besseres mechanistisches Verständnis toxikologischer Effekte über die verschiedenen biologischen Organisationsstufen hinweg zu erlangen.

Unsicherheiten bei der Bewertung sind aber auch vor dem Hintergrund des Schadensmaßes zu sehen. Ist das Schadensmaß groß, wird auch eine geringere Eintrittswahrscheinlichkeit des Schadens weniger oder nicht akzeptiert. Konkret wird dies bei möglichen humantoxischen Folgen wie beispielsweise gentoxischen und mutagenen Effekten. Auch hier werden durch *In-vitro*-Verfahren entsprechende Potenziale erfasst, die nicht unmittelbar kausal mit einem Krebsrisiko verknüpft sind. Die Unsicherheit bei der Bewertung dieser Potenziale tritt aber gegenüber dem Schaden, nämlich der möglichen Beeinträchtigung menschlichen Lebens, in den Hintergrund. In Analogie dazu wäre möglicherweise vorstellbar, Befunde von *In-vitro*-Testverfahren je nach Schutzziel zu bewerten, z. B. vor dem Hintergrund, ob ein Wasserkörper zur Trinkwassergewinnung genutzt wird oder ob sich der zu überwachende Wasserkörper in einem Schutzgebiet befindet.

Insgesamt herrschte die Auffassung, dass durch die Nutzung biologischer Testverfahren als ergänzendes Element zur chemischen Analyse, wie im Abschnitt 1 dargestellt, Unsicherheiten bei der Gewässerüberwachung deutlich reduziert werden können. Biotestverfahren sind spezifisch hinsichtlich der erfassten Wirkung: Nur solche Verbindungen, die eine biologische Wirkung auf das jeweilige Testsystem ausüben, werden integral erfasst. Biotestverfahren sind gleichzeitig sensitiv: Einzelne Stoffe werden nicht diskriminiert, sondern es wird die komplette Bandbreite von Substanzen mit unerwünschter biologischer Aktivität erfasst.

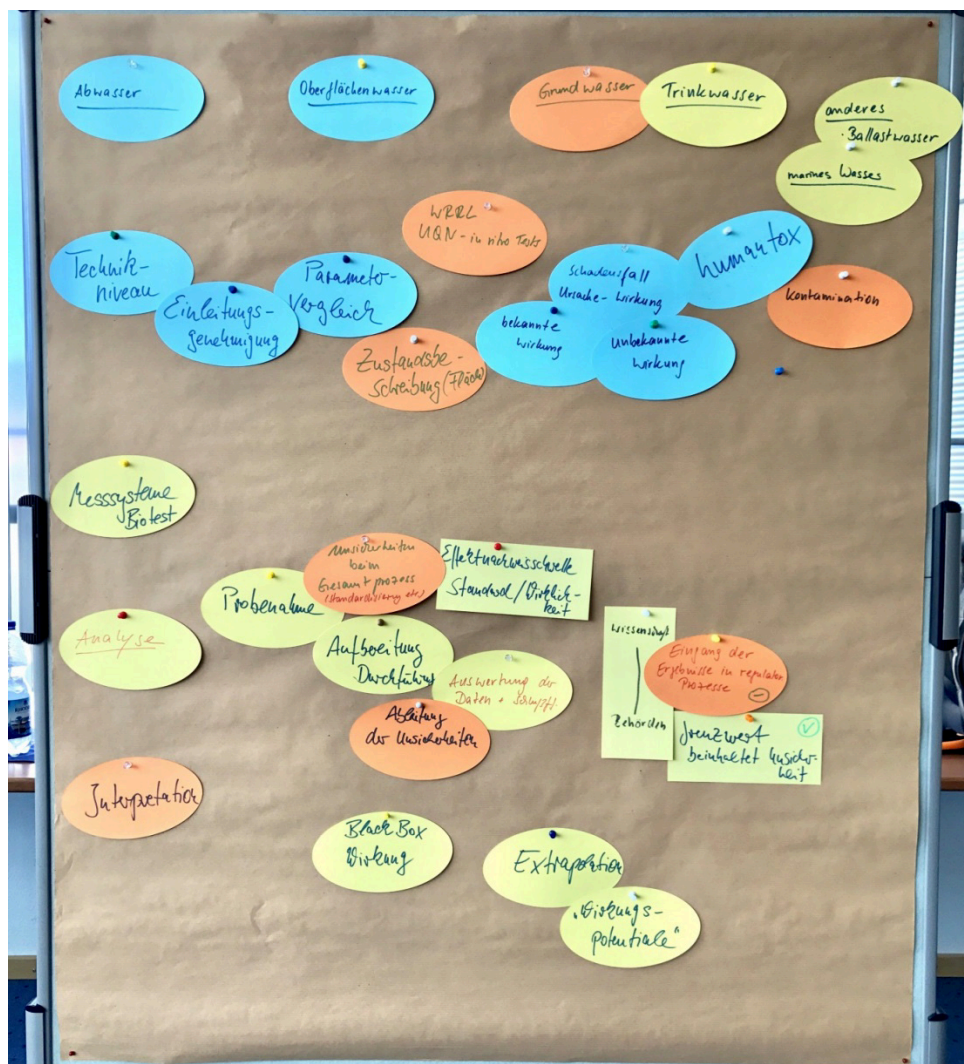


Abb. 5: Poster der Gruppe 4 mit der Leitfrage: „Auf welche Weise müssen/sollten Unsicherheiten bei der Bewertung berücksichtigt und kommuniziert werden?“

6 Fazit

Die auf dem Workshop „Möglichkeiten und Perspektiven von Biotestverfahren in der Gewässerüberwachung und Bewertung“ gehaltenen Vorträge sowie die sich anschließende Diskussion zwischen Vertretern aus Wissenschaft, Industrie und Behörden zeigten, dass biologische Testverfahren als wichtiges ergänzendes Element zur chemischen Analytik für eine Gewässerüberwachung genutzt werden sollten. Biotestverfahren erlauben eine ganzheitlichere Erfassung von möglichen Gewässerbelastungen; positive Befunde in einem Wirkttest lassen sich jedoch nicht unmittelbar mit verursachenden Substanzen in Beziehung setzen. Dies stellt für die Nutzung von Biotestverfahren im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie eine Herausforderung dar, da neuartige Ansätze zur Ergebnisbewertung erarbeitet werden müssen. Darüber hinaus müssen allgemein akzeptierte Kriterien für eine Priorisierung von Verfahren im Konsens zwischen den verschiedenen Akteuren entwickelt werden.

In diesem Sinne diene der durchgeführte Workshop dazu, die dargestellten Fragestellungen hinsichtlich der Nutzung von Biotestverfahren zur Gewässerüberwachung auf einer möglichst breiten Basis zu diskutieren. Dieser Diskussionsprozess sollte weiter fortgesetzt werden und die entsprechenden Aktivitäten auf europäischer Ebene begleiten.

Literatur

- AbwAG - Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 2005 (BGBl. I S. 114), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 1. Juni 2016 (BGBl. I S. 1290)
- AbwV - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 121 des Gesetzes vom 29. März 2017 (BGBl. I S. 626)
- DIN 38412-30: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (L 30)
- DIN 38415-1: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) - Teil 1: Bestimmung von Cholinesterase-hemmenden Organophosphat- und Carbamat-Pestiziden (Cholinesterase-Hemmtest) (T 1)
- DIN 38415-3: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Suborganismische Testverfahren (Gruppe T) – Teil 3: Bestimmung des erbgutverändernden Potentials von Wasser mit dem umu-Test (T 3)
- DIN EN ISO 8692: Wasserbeschaffenheit - Süßwasseralgen-Wachstumshemmtest mit einzelnen Grünalgen (ISO 8692:2012); Deutsche Fassung EN ISO 8692:2012
- DIN EN ISO 19040 Teile 1-3, Veröffentlichung vorauss. in 2018
- DIN EN ISO 11348 Teile 1-3: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest) – Teil 1: Verfahren mit frisch gezüchteten Bakterien (ISO 11348-1:2007), Deutsche Fassung EN ISO 11348-1:2008; Teil 2: Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterien (ISO 11348-2:2007), Deutsche Fassung EN ISO 11348-2:2008; Teil 3: Verfahren mit gefriergetrockneten Bakterien (ISO 11348-3:2007), Deutsche Fassung EN ISO 11348-3:2008
- DIN EN ISO 15088: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der akuten Toxizität von Abwasser auf Zebrafisch-Eier (*Danio rerio*) (ISO 15088:2007); Deutsche Fassung EN ISO 15088:2008
- EG - Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaftspolitik im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L 327, 1-72
- EU-Kommission (2014): „Technical Report on aquatic effect-based monitoring tools“. Technical report – 2014 – 077. ISBN 978-92-79-35787-9, doi: 10.2779/7260

- HABAB 2000: Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV), 2. überarbeitete Fassung, Hrsg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1251
- ISO 6341:2012-10: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmung der Beweglichkeit von *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) - Akuter Toxizitäts-Test
- ISO 11350:2012-05: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Gentoxizität von Wasser und Abwasser - Verfahren mittels Salmonella/Microsom-Fluktuationstest (Amesfluktuationstest)
- ISO 13829:2000-03: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des erbgutverändernden Potentials in Wasser und Abwasser mittels umu-Test
- JAROSOVA, B., L. BLAHA, J. P. GIESY, K. HILSCHEROVA (2014): What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environ Int* 64: 98-109
- GÜBAK 2009: Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern zwischen der Bundesrepublik Deutschland vertreten durch das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, der Freien Hansestadt Bremen vertreten durch den Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa, der Freien und Hansestadt Hamburg vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, des Landes Mecklenburg-Vorpommern vertreten durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, des Landes Niedersachsen vertreten durch das Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, des Landes Schleswig-Holstein vertreten durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, August 2009, Hrsg. Bundesanstalt für Gewässerkunde
- KIENLE, C., E. VERMEIRSEN, P. KUNZ, I. WERNER (2015): Grobbeurteilung der Wasserqualität von abwasserbelasteten Gewässern anhand von ökotoxikologischen Biotests. Studie im Auftrag des BAFU. P. 61, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL, Dübendorf.
- KUNZ, P. Y., C. KIENLE, M. CARERE, N. HOMAZAVA, R. KASE (2015): In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *J Pharm Biomed Anal* 106: 107-115
- OECD 236: OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2: Effects on Biotic Systems, Test No. 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test
- VAN DER OOST, R., G. SILENO, M. SUAREZ-MUNOZ, M. T. NGUYEN, H. BESSELINK, A. BROUWER (2017): SIMONI (Smart Integrated MONItoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: part I-model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(9): 2385-2399
- Verordnung (EU) Nr. 589/2014 der Kommission vom 2. Juni 2014 zur Festlegung der Probenahmeverfahren und Analysemethoden für die Kontrolle der Gehalte an Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und nicht dioxinähnlichen PCB in bestimmten Lebensmitteln sowie zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 252/2012, Amtsblatt der europäischen Union, L164, S.18-40

Kontakt:

Dr. Sebastian Buchinger

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor 1

56068 Koblenz

Tel. 0261/ 1306 5316

E-Mail: buchinger@bafg.de

In der Reihe BfG-Veranstaltungen sind bisher u. a. erschienen:

- | | |
|--------|---|
| 1/2010 | Flusssysteme in Raum und Zeit |
| 2/2010 | Berücksichtigung verkehrs- und bautechnischer Emissionen und Immissionen in Umweltverträglichkeitsprüfungen |
| 3/2010 | Pathogene Vibrionen in der marinen Umwelt |
| 4/2010 | Riskobewertung stofflicher Belastungen |
| 5/2010 | Screeningverfahren zur Erfassung endokriner Wirkungen in der aquatischen Umwelt |
| 1/2011 | Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustands in Wasserstraßen |
| 2/2011 | Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen |
| 3/2011 | Zeitgemäße Erfassung und Bereitstellung von Geobasisdaten für die WSV |
| 4/2011 | EurAqua Symposium Impact of climate change on water resources – 200 years hydrology in Europe – a European perspective in a changing world |
| 5/2011 | Schadstoffdynamik in Flussgebieten – Ursachen, Wirkungen und Konsequenzen stofflicher Veränderungen in Raum und Zeit |
| 1/2012 | Partikuläre Stoffströme in Flusseinzugsgebieten |
| 2/2012 | Überregionale Wasserbewirtschaftung – Entwicklung und Einsatz eines Informationssystems und verschiedener Modelle |
| 3/2012 | Dynamik des Sedimenthaushaltes von Wasserstraßen |
| 4/2012 | Pathogenic <i>Vibrio</i> spp. in Northern European Waters |
| 5/2012 | Baumaterialien und Oberflächengewässer |
| 6/2012 | Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen |
| 7/2012 | Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen. 2. Kolloquium zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen |
| 1/2013 | Wissen was war ... – Rückblick auf hydrologische Extreme |
| 2/2013 | Die Bundeswasserstraßen im Blickfeld ökologischer Zielsetzungen gemäß WRRL – Erreichtes und Erreichbares |
| 3/2013 | Geomorphologische Prozesse unserer Flussgebiete |
| 4/2013 | FLYS goes WEB: Eröffnung eines neuen hydrologischen Fachdienstes in der BfG |
| 5/2013 | Neue Entwicklungen in der Gewässervermessung |
| 6/2013 | Die Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbeeinzugsgebiet / Budoucnost vod-ního režimu v povodí Labe |
| 7/2013 | Bioakkumulation in aquatischen Systemen: Methoden, Monitoring, Bewertung |
| 8/2013 | Geodätische Arbeiten für Bundeswasserstraßen |
| 1/2014 | Artenschutz in der Praxis – Erfahrungen mit Ersatzquartieren und der Umsiedlung von streng geschützten Arten |
| 2/2014 | Ästuare und Küstengewässer der Nordsee |
| 3/2014 | Schadstoffe in Bundeswasserstraßen – Nutzergerechte Verfügbarkeit von Informationen |
| 1/2015 | Forschung und Entwicklung zur Qualitätssicherung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen. 4. Kolloquium zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen |
| 2/2015 | Wasserstraßenbezogene geodätische Anwendungen und Produkte der Fernerkundung |
| 3/2015 | Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern |
| 4/2015 | Qualitativ-gewässerkundliche Aspekte der WSV-Arbeit |
| 1/2016 | Sedimentbilanzen in Flussgebieten – von der Quelle bis zur Mündung |
| 1/2017 | Geodätische Beiträge zum Systemverständnis für Bundeswasserstraßen und sonstige Gewässer |
| 2/2017 | Korrosionsschutz im Stahlwasserbau – Zulassung, Einsatz, Umweltaspekte |
| 3/2017 | Statistische Methoden in der hydrologischen Vorhersagepraxis und deren Nutzen |
| 4/2017 | Radioaktivität in Forschung und Umwelt – 60 Jahre Radiologie in der Bundesanstalt für Gewässerkunde |
| 5/2017 | Modellierung aktueller Fragestellungen zur Wassermengenbewirtschaftung an Bundeswasserstraßen |
| 1/2018 | Messtechnik und Methoden in der Gewässermorphologie |